

引用格式: 郝敏, 陈伟强, 马梓洁, 等. 2000—2015年中国铜废碎料贸易及效益风险分析[J]. 资源科学, 2020, 42(8): 1515-1526. [Hao M, Chen W Q, Ma Z J, et al. Benefits and risks of China's copper waste and scrap trade during 2000-2015[J]. Resources Science, 2020, 42(8): 1515-1526.] DOI: 10.18402/resci.2020.08.07

2000—2015年中国铜废碎料贸易及效益风险分析

郝敏^{1,2,3}, 陈伟强^{1,2,3}, 马梓洁^{1,2,3}, 张超⁴, 甘建邦⁵

(1. 中国科学院城市环境研究所, 中国科学院城市环境与健康重点实验室, 厦门 361021; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 厦门城市代谢重点实验室, 厦门 361021; 4. 同济大学经济与管理学院, 上海 200092; 5. 美国德州农工大学生态与保护生物学系, 美国德克萨斯州 77843)

摘要:铜是具有重要战略意义的关键金属。中国长期以来进口“六类废杂铜”和“七类废杂铜”两种废碎料来冶炼再生铜。本文基于海关贸易和有色金属工业统计数据, 利用物质流分析和生命周期评价方法研究了铜废碎料贸易的资源、环境和经济效益以及环境与健康风险。结果显示: ①2000—2015年, 中国累计进口铜废碎料实物量6680万t, 其中含金属铜约2000万t, 占同期国内再生铜累计产量的56%; ②相比利用铜矿石生产精炼铜, 利用进口铜废碎料生产再生铜在非生物性资源消耗、温室效应和人体毒性等方面减少了一系列环境影响, 同时累计节约铜矿山投资成本约580亿美元。然而, 进口的“七类废杂铜”在带来资源效益的同时也造成严重的区域性环境与健康风险: 一是进口低品位铜废碎料中夹杂大量有机物, 在拆解和熔炼过程中容易产生二恶英等有毒有害物质; 二是部分工业园区和小企业在工艺、技术、空间布局和生产管理等方面的落后引发了局部地区较为严重的环境和健康危害。因此, 建议辩证和全面地认识铜废碎料进口带来的效益和风险, 在坚决禁止进口“以回收铜为主的废电机、电线、电缆和五金电器”这些“七类废杂铜”的同时, 继续利用进口“六类废杂铜”作为重要的铜资源, 以降低中国对原生铜矿石的依赖以及造成的采矿和原矿冶炼阶段的环境影响。

关键词:铜废碎料; 固废贸易; 效益风险分析; 物质流分析; 环境影响评价; 产业生态学; 关键金属

DOI: 10.18402/resci.2020.08.07

1 引言

铜是一种重要的战略性金属资源, 具有可塑性强、延展性强和导电导热性好等诸多优点, 被广泛应用于国防、通讯、电力和电子电器等领域。改革开放以来, 中国铜工业发展迅速, 铜的生产、消费和贸易已经位居世界首位。20世纪90年代以前, 中国铜冶炼的原料主要来自国内的天然铜矿, 但由于铜矿资源储量不高且开采技术水平较低, 从90年代开始大量进口包括铜精矿、铜废碎料和粗铜在内的铜生产原料, 其中进口铜废碎料所占比例较大, 占总

的铜生产原料进口量的41%。除特别说明, 本文中提到的各种含铜产品的数量均为金属铜的重量。

中国进口的铜废碎料种类繁多, 但一般可分为“六类废杂铜”和“七类废杂铜”^[1]。六类废杂铜通常称为“废六类”(海关编码7404000090), 是指废黄杂铜(黄铜屑)、聚氨酯铜线废碎料、废黄铜水箱、1号废紫铜、2号废紫铜、废红黄铜、废黄铜水箱等可以被企业直接利用的废杂铜, 属于《非限制进口类可用作原料的固体废物目录(2017年)》^[2]中的“其他铜废碎料”。七类废杂铜通常称为“废七类”(海关编

收稿日期: 2020-03-11; 修订日期: 2020-07-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(41671523); 中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDB-SSW-DQC012); 福建省科技引导性项目(2017Y0080)。

作者简介: 郝敏, 女, 江苏宿迁人, 博士生, 研究方向为铜的物质代谢。E-mail: mhao@iue.ac.cn

通讯作者: 陈伟强, 男, 福建漳州人, 研究员, 博士生导师, 研究方向为环境系统工程、产业生态学与循环经济以及资源环境大数据。E-mail: wqchen@iue.ac.cn

码7404000010),是指带壳废电机、无壳废电机、以回收铜为主的废电线、废变压器芯等需要拆解和分拣才能够使用的废铜,属于《限制进口类可用作原料的固体废物目录(2017年)》中的“以回收铜为主的废电机等(包括废电机、电线、电缆、五金电器)”。

2018年4月,生态环境部、商务部、发改委和海关总署联合发布了《关于调整〈进口废物管理目录〉的公告》(后文称为“公告”),确定从2018年12月31日开始禁止进口“废七类”^[2]。在长期大量进口固体废物并且其中部分进口废物已经造成较大的环境与健康危害的情况下,上述公告的出台具有合理性、必要性和及时性。然而对于长期以来中国究竟以什么样的形态进口了多少铜废碎料,中国进口铜废碎料的成本、效益和风险有多大,全球铜废碎料贸易体系具有怎样的演变过程,以及中国过去10余年大量进口铜废碎料的国内驱动力和国际背景是什么,学术界和产业界尚缺乏清晰和量的认知。目前已有的固体废物贸易定量分析多采用物质流分析的方法,研究对象主要集中在废塑料、废纸和废金属等。例如废塑料的贸易研究主要集中在中国实施“废塑料”禁令后,贸易网络的空间演变规律探究^[3,4]和禁令对全球塑料生产以及固体废物管理的影响的研究^[5];Shen等^[6]通过对中国废纸贸易的物质流分析,研究了在中国实施“废纸”禁令后对全球循环经济的影响;Sevigné-Itoiz等^[7]分析了以西班牙为代表的欧洲国家的铝原料和废料的碳排放,发现出口铝废料虽然降低了碳排放但损失了关键资源。而对于关键金属铜的相关废料贸易的研究鲜

有展开。

本文基于联合国海关贸易数据库汇总的多区域间铜废碎料贸易数据和中国有色金属工业统计数据,利用物质流分析和生命周期评价方法,开展以下研究:①分析2000—2015年中国铜废碎料贸易的数量、结构及其历史变化过程;②评价进口铜废碎料给中国带来的资源、环境和经济效益;③评估进口铜废碎料给中国带来的环境与人体健康风险。在此基础上,本文提出有关铜废碎料贸易政策优化的若干建议。

2 研究背景

2.1 中国精炼铜生产概况

精炼铜的生产主要有两种途径:一种是利用铜矿石生产原生精炼铜,另一种是利用废杂铜生产再生精炼铜。据中国有色金属工业协会统计^[8],1950—2015年,中国精炼铜产量从0.29万t增长到799万t,年均增长率为13%,2015年再生精炼铜的产量已约占精炼铜总产量的35%(图1a)。中国再生铜生产所需的原料包括进口的铜废碎料和国内回收的废杂铜。国内回收的废杂铜包括新废铜(主要是铜冶炼和铜加工过程中产生的废料)和旧废铜(从最终消费环节报废的含铜产品中回收的铜)。2000—2015年,进口铜废碎料占中国废杂铜供应总量的60%(图1b)。

2.2 中国金属铜的消费缺口及进出口情况

随着经济的快速发展,中国铜消费量逐年上升,并于2005年成为全球最大的消费国。2000—2015年,中国国内铜精矿的累计开采量约为1700万t,

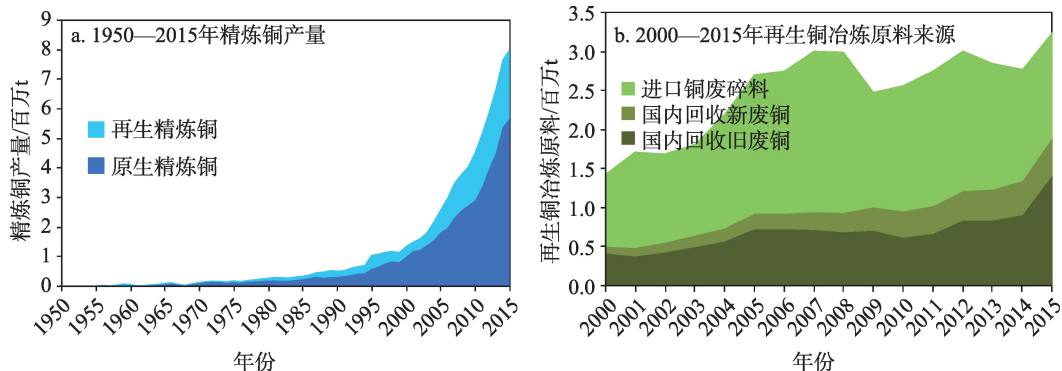


图1 中国1950—2015年精炼铜产量的变化(a)及2000—2015年再生铜冶炼原料的来源(b)

Figure 1 Change of refined copper production, 1950-2015 (a) and sources of reclaimed copper smelting raw materials, 2000-2015 (b) in China

2020年8月

同期精炼铜的累计消费量则为9000万t(图2a),国内开采的铜精矿无法满足对精炼铜的消费需求,因此不得不以各种形态进口大量的金属铜。中国是铜资源的净进口国,且净进口量在2000—2015年持续增长。其中,铜精矿、粗铜、铜废碎料和精炼铜是中国进口的主要含铜产品,2015年净进口数量分别为396万、51万、135万和344万t。同时需要指出的是,中国还以成品的形式出口大量金属铜,2015年净出口量达到243万t,相当于进口量的26%(图2b)。

2.3 原生铜与再生铜的环境影响综述

中国铜的生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)研究开始于2006年,主要集中在不同的铜生产工艺流程以及生产原材料所产生的环境影响方面的研究^[13-17]。其中关于原生铜和再生铜的生产过程的环境影响对比研究成果较为丰富,姜金龙等^[16]运用生命周期评价方法将原生铜与再生铜的生产过程所产生的环境影响进行比较,发现生产单位再生铜所造成的能源消耗、温室效应和大气酸化效应分别为生产相同单位原生铜的29.8%、25.7%和2.3%,因此认为再生铜比原生铜具有更好的环境协调性。樊欢欢等^[17]发现再生铜冶炼过程的能耗强度和二氧化碳及二氧化硫排放强度均低于原生铜。Hong等^[18]则发现再生铜冶炼在全球变暖、臭氧耗竭、酸化、淡水富营养化、光化学烟雾以及颗粒物排放等多方面所产生的环境影响强度都低于原生铜,但再生铜的“人体毒性影响”却是原生铜的两倍。Chen等^[19]同样利用LCA方法对原生铜和再生铜的生产过程所产生的环境影响进行分析,研究发现再

生铜生产所产生的环境影响仅为原生铜的12%。综上所述,已有研究对原生铜和再生铜在生产过程中所产生的环境影响进行了评价,发现由于所需的原料和生产工艺不同,原生铜和再生铜在生产过程中所产生的环境影响存在较大差异^[20]。本文采用已有研究中的计算结果,选取国际上广泛使用的6个环境影响指标即非生物性资源消耗(ADP)、酸化潜力(AP)、富营养化潜力(EP)、全球变暖潜力(GWP)、人体毒性潜力(HTP)和光化学臭氧生成潜力(POCP)来比较原生铜与再生铜生产过程所产生的环境影响^[19],由此来分析与生产1t原生铜相比生产1t再生铜所带来的环境效益。如表1所示。

铜废碎料作为再生铜冶炼的主要原料,其对环境的影响具有两面性。一方面,与以铜矿为原料的原生铜生产过程相比,以铜废碎料为原料的再生铜生产过程具有较好的环境效益;另一方面,中国进口的铜废碎料因其品位低、分类杂乱、同时夹杂有毒有害物质,其本身就属于严重的污染源,这对区域环境和居民的健康带来了极大的风险。因此除了定量分析再生铜和原生铜的生产过程所产生的环境影响外,本研究还需通过实地调研,对以进口铜废碎料为主的铜企业及周围的生产环境进行定性的风险分析,为国家和企业降低环境与健康风险措施的提出提供科学、直观的依据。

3 数据来源和研究方法

3.1 研究范围和数据来源

铜在社会经济系统中的生命周期包括5个主要阶段:生产阶段、加工阶段、制造阶段、使用阶段、废物管理与循环阶段^[21]。铜废碎料贸易是铜生产阶段

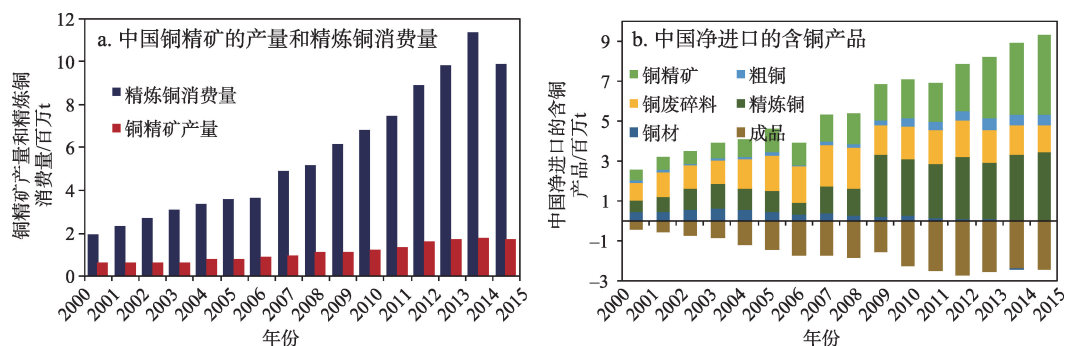


图2 2000—2015年中国精炼铜的消费缺口及金属铜的净进口结构

Figure 2 Consumption gap of refined copper and net import structure of copper in China, 2000-2015

表1 环境影响指标和相关的环 境因素指标

Table 1 Environmental impact indicators and related environmental factors

环境影响指标	简称	单位	影响范围	相关的环境因素
非生物性资源消耗	ADP	MJ eq	全球	采矿消耗、化石燃料的消耗、
酸化潜力	AP	kg SO ₂ eq	区域	SO ₂ 、NO _x 、HCl、HF、等
富营养化潜力	EP	kg PO ₄ eq	区域	氨、磷酸盐、硝酸盐等
全球变暖潜力	GWP	kg CO ₂ eq	全球	CO ₂ 、NO ₂ 、CH ₄ 、CF ₆ 、CH ₃ Br、卤代有机物等
人体毒性潜力	HTP	kg 1,4 DB eq	当地	进入大气、土壤、水体的有毒物质:As、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb、V、二恶英
光化学臭氧生成潜力	POCP	kg C ₂ H ₄ eq	区域	乙烯、非甲烷烃类(NMHC)等

的主要流量之一,而对铜生产阶段的物质流分析是研究铜废碎料贸易所带来的资源、经济和环境效益与风险的主要手段。因此本文的系统边界为铜生命周期的生产阶段(图3),涉及原生精炼铜和再生精炼铜的生产。原生精炼铜的生产过程包括:铜矿石采选为铜精矿、铜精矿冶炼成粗铜、粗铜电解成精炼铜。再生精炼铜的生产过程包括:含铜废料冶炼成再生粗铜、再生粗铜电解成再生精炼铜。本文的空间边界依据《中国有色金属工业年鉴》和中国海关统计所覆盖的区域,即不包括港澳台地区在内的中华人民共和国大陆地区;进出口数据来自联合国贸易商品统计数据库(<https://comtrade.un.org/>);含铜产品产量数据来自2000—2015年有色金属工业年鉴^[8];含铜产品中铜的含量数据来源于参考文献^[22-25];时间范围为2000—2015年统计年度。

3.2 效益及风险分析

3.2.1 资源效益

资源效益是中国进口铜废碎料所获得的铜资源量。利用物质流分析方法^[26-29]可以核算进口含铜产品中铜的金属量。每一种含铜产品中铜的进出口

量按其所含金属铜的重量统计,按如下公式计算:

$$F_{ij}^{import,Cu} = F_{ij}^{import,P} \times C_i^P \quad (1)$$

$$F_{ij}^{export,Cu} = F_{ij}^{export,P} \times C_i^P \quad (2)$$

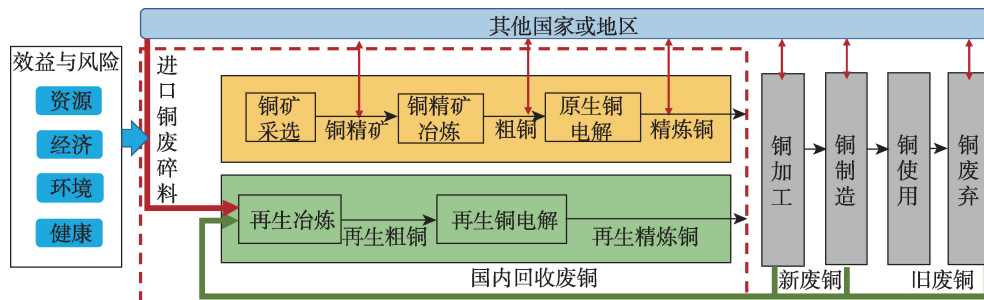
$$AC_{ij}^{Cu} = P_{ij}^{Cu} + F_{ij}^{import,Cu} - F_{ij}^{export,Cu} \quad (3)$$

式中:*i*和*j*分别是铜初级产品种类(铜精矿、粗铜、精炼铜、铜废碎料)和年份(2000—2015年); $F_{ij}^{import,Cu}$ 和 $F_{ij}^{export,Cu}$ 分别代表第*j*年第*i*类含铜产品中铜的进口量和出口量; $F_{ij}^{import,P}$ 和 $F_{ij}^{export,P}$ 分别代表第*j*年第*i*类含铜产品的进口量和出口量; AC_{ij}^{Cu} 代表第*j*年第*i*类含铜产品的表观消费量; P_{ij}^{Cu} 代表国内第*j*年第*i*类含铜产品的产量; C_i^P 则代表第*i*类含铜产品中铜的质量百分含量。

中国从进口铜废碎料中获得的金属铜资源根据如下公式计算:

$$RS_{import} = P_{waste}^{import} \times C_{waste}^{import} \quad (4)$$

式中: RS_{import} 表示进口铜废碎料带来的资源效益; P_{waste}^{import} 为进口铜废碎料的数量; C_{waste}^{import} 为进口铜废碎料的平均品位。



图例: 系统边界 [] 含金属产品进出口流 ↔ 金属物质流 → 铜回收 →

图3 铜在社会经济系统的生命周期及本研究的系统边界

Figure 3 System boundary of this study and the life cycle of copper production in the socioeconomic system

2020年8月

3.2.2 环境效益

本文所核算的环境效益是指与利用天然铜矿生产原生铜相比,中国利用进口铜废碎料生产再生铜所减少的环境影响,具体以非生物性资源消耗(ADP)、酸化潜力(AP)、富营养化潜力(EP)、全球变暖潜力(GWP)、人体毒性潜力(HTP)和光化学臭氧生成潜力(POCP)的减少量为衡量指标。计算公式如下:

$$SRC_k = EI_k^{PRC} - EI_k^s \quad (5)$$

$$EN_k = P_{waste}^{import} \times (1 - L_R) \times S_k \quad (6)$$

式中: S_k 为生产 1 t 再生铜所带来的环境效益, k 值为 1~6, 分别表示 ADP、AP、EP、GWP、HTP 和 POCP; EI_k^{PRC} 表示生产 1 t 原生精炼铜所产生的环境影响, EI_k^s 表示生产 1 t 再生精炼铜所产生的环境影响; EN_k 表示通过进口铜废碎料生产再生铜所减少的环境影响即所带来的环境效益; L_R 为铜废碎料的处理损失率, 根据专家访谈和相关文献, 假设该损失率约为 5%^[10]; EI_k^{PRC} 和 EI_k^s 的数据来源为 Chen 等^[19]的研究结果, 参照表 2。

3.2.3 经济效益

要精确计算中国通过进口铜废碎料所获得的经济效益是非常困难的。然而, 相比利用铜矿石冶炼原生精炼铜, 通过进口铜废碎料冶炼再生精炼铜避免了在国内进行铜矿石的采选和冶炼等环节。乐颂光等^[30]的研究发现, 每利用铜废碎料生产 1 t 再生铜可节约对铜矿山的投资约 2 万元, 而这不包括在冶炼和电解环节的成本节约。因此, 可以认为中国通过进口铜废碎料至少节约了大量的铜矿山投资成本, 进而产生了一定的经济效益, 其计算公式

如下:

$$S_{invest} = P_{waste}^{import} \times (1 - L_R) \times EC_{invest} \quad (7)$$

式中: S_{invest} 为节约矿产投资成本; P_{waste}^{import} 为累计进口铜废碎料中金属铜的数量; EC_{invest} 为生产每吨再生铜节约的矿山投资 2 万元^[31]。

3.2.4 风险分析

本文的风险分析是指定量分析利用铜废碎料为原料生产再生铜的过程中所产生的潜在人体健康风险。人体健康风险采用的指标为人体毒性潜力(HTP), 该指标的等量纲为二氯苯当量(kg 1,4 DB eq)^[32]。在铜(原生铜和再生铜)的生产过程中所产生的 As、Cd、Cr、Hg、Ni、Pb、V、二恶英等对当地的铜行业从业人员及居民的健康产生危害的潜力均可折算成二氯苯当量(kg 1,4 DB eq)^[27]。二氯苯过量吸入人体后, 会引起肺功能障碍、肝脏受损、急性溶血型贫血、呼吸道刺激等, 是确认的动物致癌物(美国政府工业卫生学家会议, 2004), 对人可疑致癌(GBZ2.1-2019)^①。中国通过铜废碎料贸易所产生的人体健康风险值计算方法如下:

$$HH_{risk} = hh_{risk}^R (1 - L_R) \times P_{waste}^{import} \quad (8)$$

式中: HH_{risk} 指以进口的铜废碎料为原料所生产再生铜产生的人体健康风险总值; hh_{risk}^R 为生产 1 t 再生铜所产生的人体健康风险值, 其值为 219.72 kg 1,4 DB eq(表 2)。本文还结合实地调研和相关的新闻报道对进口铜废碎料产生的环境和人体健康风险进行了定性描述。

4 结果与分析

4.1 中国铜废碎料的贸易情况

中国是铜废碎料的净进口国, 2000—2015 年累

表 2 原生铜与再生铜的环境影响对比

Table 2 Environmental effects of the refined and reclaimed copper production

环境影响指标	单位	原生铜 EI_k^p	再生铜 EI_k^s	环境效益 S_k
非生物性资源消耗	MJ eq	34154.61	7333.62	26820.99
酸化潜力	kg SO ₂ eq	20.36	1.38	18.98
富营养化潜力	kg PO ₄ eq	1.19	0.22	0.97
全球变暖潜力	kg CO ₂ eq	3417.52	315.95	3101.57
人体毒性潜力	kg 1,4 DB eq	1785.72	219.72	1566.00
光化学臭氧生成潜力	kg C ₂ H ₄ eq	1.44	0.13	1.31

① 根据《工作场所有害因素职业接触限值 第 1 部分: 化学有害因素》(GBZ2.1-2019)国家标准, 以时间为权重规定的 8 h 工作日、40 h 工作周平均容许二氯苯接触浓度为 30 mg/m³; 短时间内(15 分钟)平均容许接触浓度为 60 mg/m³。二氯苯致癌性标识为(G2B)对人可疑致癌。

计进口铜废碎料(实物量)超过6000万t,占世界总出口量的75%。与进口相比,中国铜废碎料的出口量可忽略不计。从进口趋势来看,中国铜废碎料进口量在2000年以后逐年上升,并于2007年左右达到峰值550万t,这可能受同期中国对废铜企业免征增值税以及2007年将铜废碎料的进口关税从1.5%下降至0的影响。与2008年相比,2009年的进口量下降了30%,这可能受中国于2009年1月发布的取消废旧物资免征增值税政策的影响。随后3年,铜废碎料进口量有所回升,到2012年达到480万t;此后又逐年减少,到2015年进口量仅360万t(图4)。

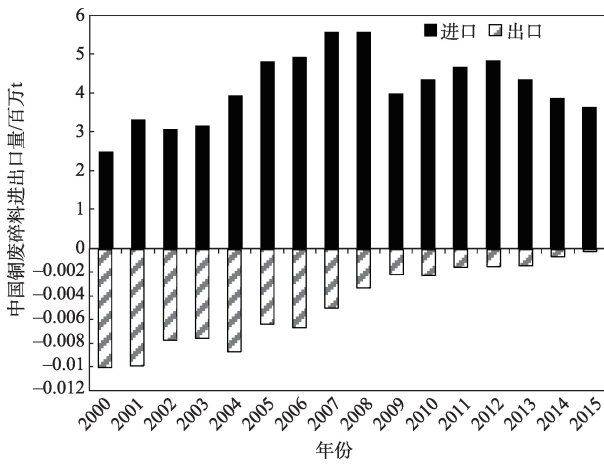


图4 2000—2015年中国铜废碎料进出口量

Figure 4 China's import and export volume of copper waste and scrap, 2000-2015

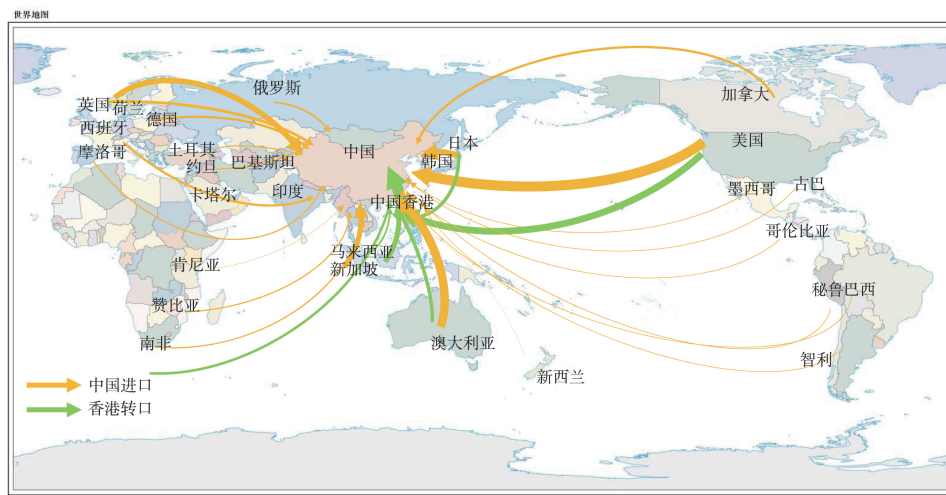
2015年,中国铜废碎料总进口量超过350万t(实物量),占全世界总出口量的50%以上。这些铜废碎料主要来自美国、中国香港、澳大利亚、马来西亚、德国等国家和地区(图5黄色箭头所示)。其中,中国香港(考虑转口贸易)、美国、澳大利亚和欧洲部分发达国家和地区出口到中国的铜废碎料总量占中国进口铜废碎料总量的80%以上(图5)。2015年,从中国香港转口到中国大陆的铜废碎料的数量约为50万t(实物量),这些铜废碎料主要来自美国、日本、英国、澳大利亚等发达国家(图5中绿色箭头为中国香港进口铜废碎料的主要来源国)。

4.2 效益分析

4.2.1 资源效益

进口铜废碎料给中国的再生铜产业带来了丰富的原材料,极大地缓解了中国铜资源短缺的问题。2000—2015年,中国再生铜的累计产量约为3500万t,其中以进口铜废碎料为原料生产的再生铜的数量占同期国内再生铜产量的56%,给中国带来约2000万t的金属铜资源。

为了较为清晰地反映铜废碎料贸易在中国国内铜生产阶段所占据的重要作用,本文同时定量分析了生产阶段的各类含铜产品的物质流动情况。2000—2015年国内回收的废杂铜累计约1500万t,其中旧废铜约1100万t,占国内回收铜废碎料的72%,其余为新废铜。根据《中国有色金属工业年



审图号: GS(2016)1663号

图5 2015年中国铜废碎料贸易国/区域示意图

Figure 5 Sketch map of countries/regions of China's copper waste and scrap trade, 2015

2020年8月

鉴》统计:2000—2015年,中国国内精炼铜的累计产量为6340万t,其中原生精炼铜累计产量约为4380万t,再生精炼铜累计产量约为1960万t,再生精炼铜占中国精炼铜总产量的30%,而直接利用的废杂铜(直接熔炼成不同牌号的铜合金用于铜加工)约1500万t。累计用于铜产品加工的精炼铜及铜合金的产量约为1.3亿t,其中有15%来源于进口铜废碎料(图6)。综上所述,铜废碎料贸易在2000—2015年期间给中国带来了重要的资源效益。

4.2.2 环境效益

再生铜生产过程所产生的6种环境影响均低于相应的原生铜生产过程所产生的环境影响。再生铜生命周期与原生铜生命周期相比总节约的非生物性资源消耗为26820 MJ/t、减少的酸化效应为18.98 kg SO₂eq/t、减少的富营养化污染为0.97 kg PO₄ eq/t、减少的全球变暖影响为3010 kg CO₂ eq/t、减少的人体毒性影响1566 kg 1,4 DB eq/t和1.31 kg C₂H₄ eq/t。2000—2015年,中国通过进口铜废碎料替代原生铜矿生产精炼铜累计实现节约6.6×10¹¹ MJ eq非生物性资源消耗、减少4.7×10⁸ kg SO₂ eq酸化效应、2.4×10⁷ kg PO₄ eq富营养化污染、7.7×10¹⁰ kg CO₂ eq全球变暖影响、3.8×10¹⁰ kg 1,4 DB eq人体毒性影响和3.2×10⁷ kg C₂H₄ eq光化学臭氧污染。铜废碎料贸易所产生的环境效益是全球、区域和局部性的。在所产生的6种环境效益中,节约非生物性资源消耗和减少全球变暖影响所带来的环境效益是全球性的;减少酸化效应、富营养化污染和光化学臭氧污染所带来的环境效益是区域性的,该效益

主要表现在减少了区域河流、水体和空气的环境问题;减少的人体毒性潜力所产生环境效益是局部性的,其环境效益主要体现在降低了从事铜行业人员以及生活在铜矿山和冶炼厂周围居民的健康风险等方面。

4.2.3 经济效益

通过进口铜废碎料节约中国铜矿山的投资成本,可以从总体上降低中国精炼铜的生产成本。根据乐颂光等^[11]估算的生产每吨再生铜可节约中国铜矿山投资2万元推算,2000—2015年中国累计节约铜矿山投资约580亿美元。节约的矿山投资成本与进口的铜废碎料的资源量历年变化趋势一致。即生产再生铜所节约的矿山投资成本从2000年的22亿美元增长到2007年的50亿美元,平均每年增长4亿美元;2008年稳定在50亿美元左右,但2009年节约的矿山投资成本出现大幅度的下降,该值仅为2008年的70%,其最主要的原因是在2009年初期间国家取消了废旧物资免征增值税政策;随后节约的矿产投资呈缓慢增加,到2012年恢复到43亿美元;此后又逐年减少,到2015年仅为32亿美元。除了节约矿山的投资成本外,经济效益体现在铜产业链的多个环节,有学者研究再生铜的生产成本仅为原生铜的50%~60%^[30],主要是由于与原生铜相比再生铜的生产流程较为简单,对应的经济成本相对较低。

值得注意的是,从进口单价来看,铜废碎料的进口价格(折算成铜金属量的价格)在2000—2015年期间呈先上升后下降的趋势并在2011年达到峰

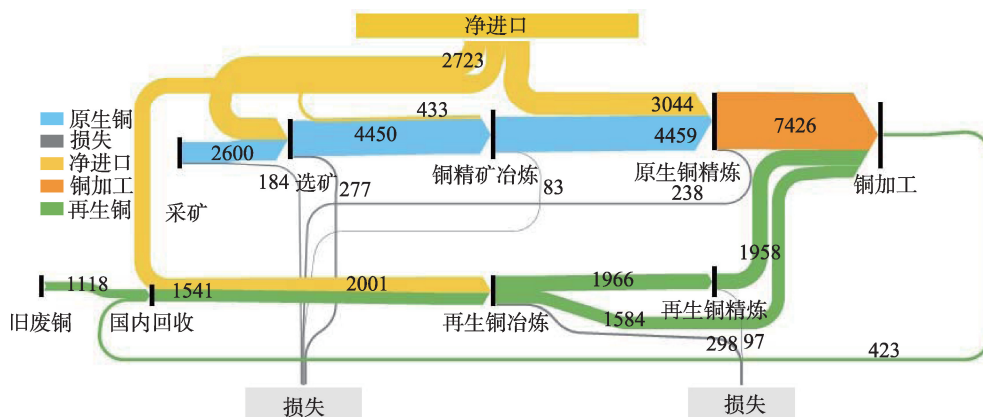


图6 2000—2015年中国累计生产精炼铜的物质流平衡图(单位:万t)

Figure 6 Material flow balance of cumulative refined copper production in China, 2000-2015 (unit: 10⁴ t)

值约9500美元/t,随后逐年下降到2015年的6000美元/t。2010年之前,铜废碎料的进口价格一直低于精炼铜和铜精矿的进口单价,且还不到精炼铜和铜精矿进口单价的一半。2010年之后,铜废碎料的进口价格已经与精炼铜和铜精矿的进口价格持平,在2013年甚至超过后两者(图7)。这使得以依靠进口铜废碎料为原料的再生铜企业的生产成本逐渐提高。

4.3 风险分析

人体健康风险方面,2000—2015年期间,中国通过铜废碎料贸易生产再生铜所产生的人体毒性风险累计达44亿kg 1,4 DCB eq(二氯苯当量)。其历年的变化趋势与进口铜废碎料贸易量一致。即从2000年开始人体毒性风险逐年增加,并于2007年和2008年达到峰值3.6亿kg 1,4 DB eq。造成这一现象的主要原因是国家对铜废碎料贸易大力支

持,使得铜废碎料贸易量逐年增加,由此带来的人体毒性风险也逐年增加。与2008年相比,2009年的人体毒性风险下降了30%。随后3年,人体毒性风险逐年上升,在2012年达到3.2亿kg 1,4 DB eq;此后又逐年减少,到2015年随着进口铜废碎料的减少,人体毒性风险降低为2.4亿kg 1,4 DB eq,仅为峰值时期人体毒性影响的60%。

与此同时,中国进口铜废碎料中含有或夹杂有毒有害物质,其本身就形成重要的污染源,这些废旧设备的表面或内部含有铅、铬、汞等重金属以及油、酸、砷等非金属有害物质,甚至含有放射性物质(图8)。个别拆解户对细小电线等其认为无利用价值的材料仍然私自进行焚烧,造成区域性的空气和土地污染。大部分的拆解加工都在露天环境进行,缺少治污设施;拆解洗涤后的废水、废油和被污染的雨水甚至废酸液等未经任何处理就被直接排放,对典型区域的地表水、地下水以及土壤带来了严重的污染,对人体健康及环境产生了极大的影响。

中国进口的高品位铜废碎料含有机物质较少,几乎不产生二恶英;低品位铜废碎料则夹杂很多不同种类的有机物质,包括塑料、橡胶、油漆等,它们在熔炼的过程中由于燃烧不充分会产生大量的二恶英。二恶英进入人体后不能被及时降解和排出,且具有生物毒性、免疫毒性和内分泌毒性,对人体的致死量为微克级,为再生行业的重要污染物^[33]。广东清远市再生铜产量曾经占到全国再生铜产量的1/3以上,其再生金属产业规模大,产业成熟,但随之带来的环境问题在2017年之前比较严重。尤其是在2015年之前,再生金属市场混乱、拆解技术和设备落后、从业人员素质低等问题,已对区域生

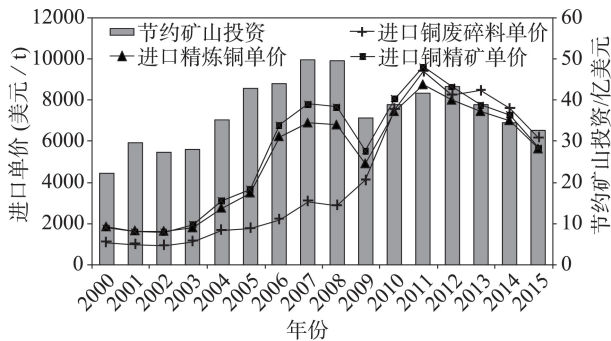


图7 2000—2015年中国节约的矿山投资成本及进口铜废碎料、精炼铜和铜精矿的单价

Figure 7 China's saved mining investment cost and unit price of imported copper waste and scrap, refined copper, and copper concentrate, 2000-2015



图8 广东省清远市某废七类拆解企业拆解现场

Figure 8 Dismantling site of a low grade copper waste and scrap dismantling enterprise in Qingyuan City, Guangdong Province
注:照片为本文作者于2018年12月赴广东清远进行铜废碎料种类调研时所拍摄。

2020年8月

态环境和人体健康造成了极大的危害。2015年以来,清远市、区两级对废旧金属拆解业开展了严厉整治,仅清城区龙塘、石角两镇全面取缔了2358家园外非法经营拆解散户^②。国家环保部门从中央到地方,历次的环保督查也使得市场逐渐规范。但是仍然存在倒卖批文、借用资质、层层转包的现象,因此再生铜产品质量和环境管理难以得到有效管控。

5 结论和建议

5.1 结论

在中国实施禁止进口铜废碎料禁令的情况下,如何定量分析中国进口铜废碎料的效益和风险对中国制定相关固体废物贸易政策变得尤为重要,尤其是未被禁止进口的六类废杂铜。本文基于海关贸易和有色金属工业统计数据,利用物质流分析和生命周期评价方法,对中国铜废碎料贸易及其带来的资源、环境和经济效益以及环境与健康风险进行了分析。得到以下结论:

(1)2000—2015年,中国是全球铜废碎料的最大净进口国,且几乎没有出口。铜废碎料的累计进口量达到6680万t,占到世界铜废碎料总出口量的75%。中国铜废碎料的进口来源国主要为日本、美国、德国、澳大利亚等发达国家。禁令全面实施后,这一贸易结构将产生巨大的转变。

(2)铜废碎料贸易给中国铜行业带来了一定的资源、经济和环境效益。资源效益方面,中国在2000—2015年累计获得金属铜资源约2000万t,占同期国内再生铜累计产量的56%;经济效益方面,累计节约矿山投资约580亿美元;其历年的变化趋势与进口铜废碎料贸易量历年的变化趋势一致即呈现波动性上升和下降的趋势,其峰值均出现在2008年;环境效益方面,中国累计节约非生物性资源消耗 6.6×10^{11} MJ eq、减少 4.7×10^8 kg SO₂ eq、减少富营养化 2.4×10^7 kg PO₄ eq、减少全球变暖 7.7×10^{10} kg CO₂ eq、减少人体毒性 3.8×10^{10} kg 1,4 DB eq和减少光化学臭氧污染 3.2×10^7 kg C₂H₄ eq,但就铜的生产流程来看,原生铜生命周期中的采矿和选矿过程是环境影响最大的工序,该工序直接体现了较长流程的缺陷,而再生铜生命周期的回收-冶炼-精炼的

较短流程使得再生铜的生产过程所产生的环境影响较少。

(3)进口的“七类废杂铜”在带来资源效益的同时也造成严重的区域性环境与健康风险。中国进口铜废碎料在带来多方面效益的同时,也导致了严重的人体健康和区域性环境风险。2000—2015年,中国通过铜废碎料贸易所产生的人体健康风险值累计为44亿kg 1,4-DCB-eq(二氯苯当量)。从2000年开始铜废碎料贸易所带来的人体健康风险呈波动性先增加后下降的趋势,峰值同样出现在2008年左右,到2015年人体毒性风险降低为2.4亿kg 1,4 DB eq,仅为峰值时期的60%。造成再生铜生产过程产生人体健康风险的最主要的原因是进口的低品位铜废碎料中夹杂大量有机物,在拆解和熔炼过程中容易产生二恶英等有毒有害物质。另外,部分工业园区和小企业在工艺、技术、空间布局和生产管理等方面的落后引发了一系列严峻的区域性环境风险。

5.2 建议

中国是世界铜废碎料的最大吸纳国。铜废碎料贸易给中国带来了一定的资源、经济和环境效益以及环境与健康风险。中国政府和企业应积极地采取相应的措施来提高铜废料贸易所带来的效益和降低其所带来的环境与健康风险,建议如下:

(1)积极参与全球铜循环体系建设。要建立健全铜废碎料的品位和价值清单,坚定不移地禁止低值劣质废铜的进口。2018年禁令实施后,全球铜废碎料贸易格局发生变化,长期严重依赖进口的再生铜企业可以考虑通过与海外地区合作,在提高技术和管理水平的同时进行部分产业和技术的转移,建设与铜废碎料来源地以及中国铜消费市场联动的海外再生铜生产基地,形成全球性的铜循环经济系统。

(2)建议不断完善国内的铜废料回收体系。如从个人回收买卖金属废料转向社区正规统一回收、运输;国家应支持培育大型废金属回收利用企业/基地;利用互联网技术将金属废料产生源与回收利用企业对接,线上线下同时推进国内金属回收市场的

^② 该数据来自作者对清远市拆解企业的实地调研,以及与清远市再生金属行业商会、清远市环保局工作人员的访谈。

高效运作,以保障国内废杂铜回收和再生铜工业的健康与可持续发展。

(3)建立再生铜流向和污染监管系统。为了推动再生铜产业朝着集约、清洁型发展,需要完善企业生产链,建立信息监管和流向系统,从资源获得环节优先支持正规铜资源回收企业的发展;依托流向监管系统,实现废杂铜的回收利用和污染物的集中控制和削减。

(4)建议中国政府支持科研机构和企业针对铜废碎料的循环利用开展更加深入系统的环境和健康影响评价研究,定量确定铜废碎料贸易的资源、环境、经济以及健康等多方面的综合成本、效益和风险,并且公开详细的固废海关贸易数据,用以支撑更为精准和有理有据的铜废碎料贸易研究与产业政策制定。

铜是重要的战略性关键金属,且具有良好的回收再生性能。铜废碎料具有资源和环境二重属性,且长期以来,中国通过进口铜废碎料获得了大量铜资源,降低了资源供应缺口。如果能够通过管理和技术手段进步有效控制和消除铜废碎料分离冶炼的负面环境影响,中国应该仍然重视利用进口铜废碎料作为铜资源供应的重要途径。

致谢:感谢中国21世纪议程管理中心仲平研究员的指导和建设。

参考文献(References):

- [1] 陈贞亮. 浅析当前废杂铜进口业务存在的问题和对策[J]. 铜业工程, 2008, (3): 98-100. [Chen Z L. An analysis of the existing problems of and solutions to importing copper scrap[J]. Copper Engineering, 2008, (3): 98-100.]
- [2] 中华人民共和国生态环境部. 关于调整《进口废物管理目录》的公告[EB/OL]. (2018-04-13) [2020-03-11]. http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/201804/t20180419_629582.html. [Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Notice on the Adjustment of Import Waste Management Catalogue[EB/OL]. (2018-04-13) [2020-03-11]. http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/201804/t20180419_629582.html.]
- [3] Wang C, Zhao L, Lim M K, et al. Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China's import ban[J]. Resources, Conservation & Recycling, 2020, DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.104591.
- [4] Xu W, Chen W Q, Jiang D Q, et al. Evolution of the global polyethylene waste trade system[J]. Ecosystem Health and Sustainability, 2020, 6(1): 1-16.
- [5] Wang W L, Themelis N J, Sun K, et al. Current influence of China's ban on plastic waste imports[J]. Waste Disposal & Sustainable Energy, 2019, 1: 67-78.
- [6] Shen Q, Guo Y H, Ma Z J, et al. Implications of China's foreign waste ban on the global circular economy[J]. Resources, Conservation & Recycling, 2019, 144: 252-255.
- [7] Seigné-Itoiz E, Gasol C M, Rieradevall J, et al. Environmental consequences of recycling aluminum old scrap in a global market [J]. Resources, Conservation & Recycling, 2014, 89: 94-103.
- [8] 中国有色金属工业协会. 中国有色金属工业年鉴[M]. 北京: 冶金工业出版社, 2015. [China Non-ferrous Metals Industry Association. Yearbook of Nonferrous Metals Industry of China[M]. Beijing: China Non-ferrous Metals Industry Association Press, 2015.]
- [9] 韩明霞, 孙启宏, 乔琦. 中国火法铜冶炼污染物排放情景分析[J]. 环境科学与管理, 2009, 34(12): 40-44. [Han M X, Sun Q H, Qiao Q. Pollutants emission scenario analysis of China's copper smelter industry[J]. Environmental Science and Management, 2009, 34(12): 40-44.]
- [10] 姜金龙, 戴剑峰, 冯旺军, 等. 火法和湿法生产电解铜过程的生命周期评价研究[J]. 兰州理工大学学报, 2006, 32(1): 19-21. [Jiang J L, Dai J F, Feng W J, et al. Life cycle assessment of metallic copper produced by the pyrometallurgical and hydrometallurgical processes[J]. Journal of Lanzhou University of Technology, 2006, 32(1): 19-21.]
- [11] 姜金龙, 徐金城, 侯尚林, 等. 共生矿石生产电解镍/铜的生命周期评价研究[J]. 环境科学学报, 2005, 25(11): 1570-1574. [Jiang J L, Xu J C, Hou S L, et al. LCA study on electrolytic nickel and copper produced by coexistence ore[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(11): 1570-1574.]
- [12] 阮仁满, 袁水平, 王淀佐. 生物提铜与火法炼铜过程的生命周期评价[J]. 中国有色冶金, 2010, 39(4): 30-33. [Ruan R M, Zhong S P, Wang D Z. Life cycle assessment of two copper metallurgical processes: Bio-heapleach and flotation-flash smelter[J]. China Non-ferrous Metallurgy, 2010, 39(4): 30-33.]
- [13] 李英顺, 路迈西, 胡华龙, 等. 用生命周期的方法评价铜炉渣作为铜选矿原料的环境影响[J]. 环境工程学报, 2009, 3(2): 349-353. [Li Y S, Lu M X, Hu H L, et al. To evaluate the environmental impact of copper-slag as raw material of copper-concentration using life cycle assessment method[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2009, 3(2): 349-353.]
- [14] Li H, Gong X Z, Wang Z H, et al. Life cycle assessment of cathode copper production[J]. Materials Science Forum, 2017, 898(3): 2422-2431.
- [15] Song X L, Yang J X, Lu B, et al. Identification and assessment of

2020年8月

- environmental burdens of Chinese copper production from a life cycle perspective[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2014, 8(4): 580–588.
- [16] 姜金龙, 徐金城, 吴玉萍. 再生铜的生命周期评价[J]. 兰州理工大学学报, 2006, 32(3): 4–6. [Jiang J L, Xu J C, Wu Y P. LCA study of secondary copper[J]. *Journal of Lanzhou University of Technology*, 2006, 32(3): 4–6.]
- [17] 樊欢欢, 王洪涛, 谢阿弟, 等. 精炼铜行业生命周期节能减排目标评价[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(4): 737–743. [Fan H H, Wang H T, Xie A D, et al. Life cycle energy conservation and emission reduction targets assessment of refined copper industry [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2014, 9(4): 737–743.]
- [18] Hong J L, Chen Y L, Liu J, et al. Life cycle assessment of copper production: A case study in China[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018, 23(9): 1814–1824.
- [19] Chen J J, Wang Z H, Wu Y F, et al. Environmental benefits of secondary copper from primary copper based on life cycle assessment in China[J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 2019, 146: 35–44.
- [20] 邱定蕃, 王成彦, 王春. 中国废杂铜回收与利用[J]. 有色金属, 2003, 55(4): 94–97. [Qiu D F, Wang C Y, Wang C. Recycling of scrap copper in China[J]. *Nonferrous Metals Engineering*, 2003, 55(4): 94–97.]
- [21] Spataro S, Bertram M, Fuse K, et al. The contemporary European copper cycle: 1 year stocks and flows[J]. *Ecological Economics*, 2002, 42(1–2): 27–42.
- [22] Zhang L, Chen T M, Yang J M, et al. Characterizing copper flows in international trade of China, 1975–2015[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 601–602: 1238–1246.
- [23] Dong D, Tukker A, der Van V E. Modeling copper demand in china up to 2050: A business-as-usual scenario based on dynamic stock and flow analysis[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2019, 23: 1363–1380.
- [24] Zhang Y P, Zhao H T, Yu Y D, et al. Copper in-use stocks accounting at the sub-national level in China[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 147: 49–60.
- [25] Hao M, Wang P, Song L L, et al. Spatial distribution of copper in-use stocks and flows in China: 1978–2016[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121260.
- [26] 陈伟强, 石磊, 钱易. 国家尺度上铝的社会流动过程解析[J]. 资源科学, 2008, 30(7): 1004–1012. [Chen W Q, Qian Y, Shi L. Description of anthropogenic aluminum cycles[J]. *Resources Science*, 2008, 30(7): 1004–1012.]
- [27] 李新, 任强, 罗胤达, 等. 基于物质流分析的中国机械行业铁资源代谢过程研究[J]. 资源科学, 2018, 40(12): 2329–2340. [Li X, Ren Q, Luo Y D, et al. Metabolic process of mechanical products iron resources based on material flow analysis in China[J]. *Resources Science*, 2018, 40(12): 2329–2340.]
- [28] 李丹, 钟维琼, 代涛, 等. 物质流视角下全球含铁商品隐含碳排放量跨境转移研究[J]. 资源科学, 2018, 40(12): 2360–2368. [Li D, Zhong W Q, Dai T, et al. Global migration of embodied carbon emissions of iron-containing commodities from the perspective of material flow[J]. *Resources Science*, 2018, 40(12): 2360–2368.]
- [29] 贾冯睿, 郎晨, 刘广鑫, 等. 基于物质流分析的中国金属铜资源生态效率研究[J]. 资源科学, 2018, 40(9): 1706–1715. [Jia F R, Lang C, Liu G X, et al. Assessment of copper resources ecological efficiency based on material flow analysis in China[J]. *Resources Science*, 2018, 40(9): 1706–1715.]
- [30] 乐颂光, 鲁军乐, 何静. 再生有色金属生产[M]. 长沙: 中南大学出版社, 2006. [Le S G, Lu J L, He J. *Production of Recycled Nonferrous Metals*[M]. Changsha: Central South University Press, 2006.]
- [31] 王冲, 朱学云, 熊振坤. 我国废杂铜的再生利用现状及展望[J]. 中国资源综合利用, 2009, 27(7): 9–10. [Wang C, Zhu X Y, Xiong Z K. Current status of copper scrap recycling and prospect in our country[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2009, 27(7): 9–10.]
- [32] Guinée J B, Gorée M, Heijungs R, et al. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*[M]. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- [33] 张希忠. 再生铜工业二恶英治理技术初探[J]. 资源再生, 2010, (8): 15–18. [Zhang X Z. Study on dioxin technical of secondary copper industry[J]. *Resource Recycling*, 2010, (8): 15–18.]

Benefits and risks of China's copper waste and scrap trade during 2000–2015

HAO Min^{1,2,3}, CHEN Weiqiang^{1,2,3}, MA Zijie^{1,2,3}, ZHANG Chao⁴, GAN Jianbang⁵

(1. Key Lab of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, CAS, Xiamen 361021, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Xiamen Key Lab of Urban Metabolism, Xiamen 361021, China; 4. College of Economics and Management, Tongji University, Shanghai 200092, China; 5. Department of Ecology and Conservation Biology, Texas A&M University, College Station, TX 77843, USA)

Abstract: Copper is a critical metal of strategic importance. China has long imported two types of copper scrap, namely “category-6 copper scrap” and “category-7 copper scrap”, as materials for producing recycled copper. Based on the statistics of China Customs and the nonferrous metal industry, this study analyzes the resource availability, environmental and economic benefits, and environmental and health risks of copper scrap trade using material flow analysis and life cycle assessment. The results show that from 2000 to 2015, China imported around 66.8 million tonnes of copper scrap, which contained 20 million tonnes of copper and accounted for 56% of domestic output of recycled copper. Compared with copper production from domestic copper ores, producing recycled copper from imported waste and scrap avoided a range of environmental impacts, such as abiotic depletion potential (ADP), global warming potential (GWP), human toxicity potential (HTP), and so on, and saved USD 58 billion of investments in the mining industry. However, using imported “category-7 copper scrap” for copper refining has also contributed to regional ecological degradation, environmental pollution, and health risks. The smelting process of imported low-grade copper scrap that contains large amounts of organic compounds especially, has led to emissions of dioxins and other toxic substances. In addition, the underdeveloped technology, poor spatial layout, and poor management of many industrial parks and small enterprises have resulted in environmental and health hazards. Therefore, the benefits and risks brought by the imported copper scrap should be evaluated dialectically and comprehensively. While the imports of “category-7 copper scrap” such as “waste electric motors, wires, cables, and hardware and electrical appliances” that are used primarily for copper recycling should be prohibited, the imports of “category-6 copper scrap” should continuously be allowed to reduce China's dependence on primary copper ores and the environmental impact resulting from the mining and smelting of raw ores.

Key words: copper waste and scrap; solid waste trade; benefit and risk analysis; material flow analysis; environmental impact assessment; industrial ecology; critical metal