

引用格式:李新,康欣宇,林靖,等.中国铅资源流动及其循环效率[J].资源科学,2021,43(3):535-545. [Li X, Kang X Y, Lin J, et al. China's lead resource flow and its recycling efficiency[J]. Resources Science, 2021, 43(3): 535-545.] DOI: 10.18402/resci.2021.03.10

# 中国铅资源流动及其循环效率

李新,康欣宇,林靖,陈璐,王敏晰

(成都理工大学管理科学学院,成都 610059)

**摘要:**中国是全球最大的精铅生产国和消费国,铅资源对外依存度一直保持在20%左右,而铅在全生命周期的损失带来的环境影响严重地危害了人类生命健康。本文定量分析了中国铅元素的流量、社会存量、理论报废量、回收量和循环效率等指标,得到中国铅资源在其全生命周期各个阶段的投入产出量、损失量和循环效率等情况,从而为中国铅资源高效循环利用和减少环境影响提供政策建议。结果表明:①1949—2017年中国铅的社会存量已达2553.2万t,其中82%的社会存量集中在2000—2017年期间;②1949—2017年,铅制品理论报废量已达3822万t,而实际再生铅的产量仅为1977万t,理论循环效率为52%,远低于欧美的98%;③2017年中国铅在生产、制造、消费和回收等4个阶段损失量的占比分别为6%、7%、14%和73%,表明政府在铅生产、制造和消费领域的一系列强制性管理政策效果明显,铅废物回收是铅损失控制的关键点;④未来中国铅的消费仍保持较高水平,铅制品的报废量将持续增加。因此,全面控制铅在各阶段的损失仍需政府进一步强化生产、制造和消费阶段的管理政策执行力度,特别是有针对性地出台系列强制性废料管理和报废回收的政策,大幅提高铅在全生命周期的利用效率和循环效率,有效解决中国铅资源短缺和环境危害严重等问题。

**关键词:**铅资源;生命周期;物质流分析;资源再生;环境影响;循环效率

DOI:10.18402/resci.2021.03.10

## 1 引言

金属铅是一种耐蚀的重有色金属材料,具有熔点低、耐蚀性高、x射线和γ射线等不易穿透、塑性好等优点,常被加工成板材和管材,广泛用于化工、电缆、蓄电池和放射性防护等工业部门<sup>[1]</sup>。

1990年以来,铅蓄电池等工业的快速增长拉动了铅消费量的大幅增加,全球精炼铅的消费量已从1994年的518万t增长到2017年的1150万t<sup>[2]</sup>。2004年以来,中国已成为全球最大的精铅生产国和消费国,其中80%以上的铅被用于生产蓄电池<sup>[3]</sup>。据美国地质调查局(USGS)公布的数据显示,2017年中国铅的储量约占全球的19%,虽位居第二,但远低于第一名澳大利亚的39.8%<sup>[4]</sup>。随着中国铅消费量的持续增长和开发强度的不断增大,其铅矿静态保障年限不断降低,2017年仅为7年,远低于澳大利亚

的78年,甚至大大低于世界平均水平的19年<sup>[5]</sup>。因此铅资源的再生循环利用就成为中国解决资源禀赋不足问题的主要途径之一。随着近30年来铅产品消费的快速增长和社会消费品存量的大幅增加,中国再生铅产业发展迅速,2019年再生铅产量达250万t,约占世界总产量的30%,居全球第一<sup>[6]</sup>。然而与欧美等发达国家相比,中国再生铅产量占总消费量的比重仍然较低,2019年仅为42.3%,低于世界57%的平均水平,远低于欧美等发达国家70%的水平。铅消费的持续增长、铅加工阶段的损失和再生铅的低效循环利用导致了我国铅资源在2004年以来对外依存度由负转正,并于2008年达到27.3%;此后受消费量缓慢下降、再生铅产量快速提升的影响,对外依存度基本保持在10%~20%区间,2017年为18.7%<sup>[7]</sup>。

收稿日期:2020-09-30;修订日期:2021-01-09

基金项目:中国地质调查项目(DD20190676)。

作者简介:李新,男,沈阳人,博士,教授,博士生导师,研究方向为循环经济。E-mail:lixin2012@cdut.edu.cn

通讯作者:王敏晰,女,重庆人,博士,教授,博士生导师,研究方向为资源循环与环境政策。E-mail:wangminxi@cdut.edu.cn

铅又是三大重金属污染物之一,铅及其化合物在生产、使用、废料管理等过程中的损失可通过土壤、空气、水等途径产生铅污染,长期的摄入和接触会引发人体慢性中毒,严重地危害人体健康并影响环境<sup>[8]</sup>。可见,铅在其开发、生产、消费和废料管理等生命周期各阶段的损失是造成环境铅污染的重要原因,提高铅资源全生命周期内的循环效率不仅是解决资源保障问题的途径,更是解决铅的环境污染问题的重要途径。铅资源的这种稀缺性和有毒性使其具有两重属性,通过促进铅资源全生命周期的高效利用,可以大大减缓铅所带来的资源不足和环境污染影响。因此,厘清铅在经济社会中的流动情况及循环利用效率具有重要理论和现实意义。

## 2 研究方法 with 数据来源

### 2.1 研究思路

本文对中国(因数据缺失,不包括港澳台地区)在1949—2017年的铅流动情况进行跟踪,包括生产、制造、消费、产品使用、废料回收等全生命周期的5个阶段,研究范围是所有含铅产品(包括铅矿石、精炼铅、铅合金、铅材、铅化工品和铅终端产品(如铅酸蓄电池、焊料等)在中国大陆的物质流量和产品在用存量,分析铅资源在社会经济系统中全生命周期的循环过程(图1)。通过使用Weibull分布方法、物质流分析法等测算含铅产品的损失量、报

废量和在用存量,并利用寿命期法和回收参数测算铅的理论废弃量,从而探讨影响中国铅资源循环利用效率的主要因素。

### 2.2 研究方法

#### 2.2.1 社会系统中铅的物质流计算

物质流分析(Material Flow Analysis, MFA)在19世纪60年代起源于欧洲,是指一定时空范围内,对特定的某种物质流动和储存的系统性分析或评价,是进行工业代谢研究的有效手段<sup>[9-11]</sup>。通过对社会经济活动中物质的投入和产出进行量化分析、建立物质投入-产出之间的数量关系,从而评价经济增长与物质流动(消耗、累积)的关系,为环境政策提供新的方法和视角<sup>[12-14]</sup>。

物质流分析以物质守恒为理论基础,将整个系统边界内的铅存量假设成为蓄水池,则整个国家层面的铅物质输出量和存量之和应当等于铅的输入量,见公式(1)<sup>[15,16]</sup>。

$$F^{\text{input}} + F^{\text{import}} = F^{\text{output}} + F^{\text{export}} + F^{\text{loss}} + F^{\text{stock}} \quad (1)$$

式中:  $F^{\text{input}}$ 、 $F^{\text{import}}$ 、 $F^{\text{output}}$ 、 $F^{\text{export}}$ 、 $F^{\text{loss}}$ 、 $F^{\text{stock}}$  分别指总体铅物质流的物质输入量、进口量、输出量、出口量、损失量和库存量。

根据公式(1),得出中国某一年的铅物质输入量、输出量及存量等式,见公式(2)。

$$S_t + E_t + L_t + D_t + R_t + I'_t = S_{t-1} + P_t + I_t + I'_{t-1} \quad (2)$$

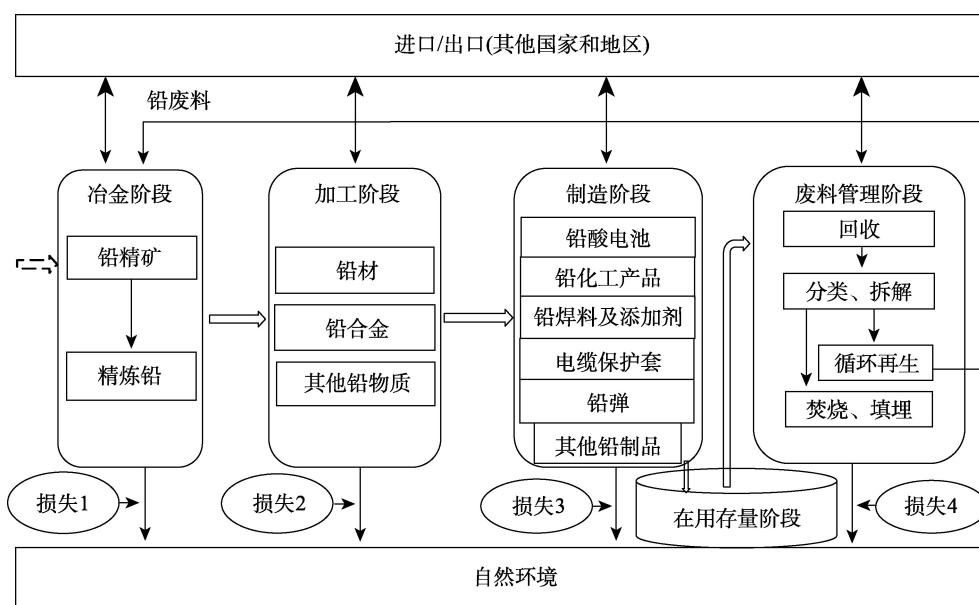


图1 铅物质流图循环过程

Figure 1 Lead material flow diagram and circulation process

2021年3月

式中:  $t$  为年份;  $S$  为铅物质的存量, 其中  $S_t$  为  $t$  年末存量,  $S_{t-1}$  为  $t$  年上年末存量;  $E$  为出口商品的含铅量;  $L$  为铅物质的损失量(包括采选冶过程中的损失量);  $D$  为铅产品在使用过程中的耗散量;  $R$  为铅物质的库存量;  $P$  为国内铅矿石所含铅量;  $I$  为进口商品的含铅量;  $I'$  为回收的再生铅产量。

进出口贸易过程中的铅物质流量根据含铅商品的实物量及其含铅系数进行计算。本文各项铅物质流量均为含铅金属量(纯铅)。进出口含铅商品的含铅量计算公式见式(3)和式(4)。

$$M_p = \sum_{p=1}^n C_p \times R_p \quad (3)$$

$$E_p = \sum_{p=1}^n X_p \times R_p \quad (4)$$

式中:  $p$  表示进出口贸易中不同类别的含铅商品;  $M_p$  和  $E_p$  分别表示  $p$  类别进口和出口含铅商品的含铅量;  $C_p$  和  $X_p$  分别表示  $p$  类别进口和出口含铁商品的实物量;  $R_p$  表示  $p$  类别含铅商品的含铅系数。

损失量的计算。根据《中国有色金属工业协会汇编》中的主要经济技术指标, 计算铅的物质损失, 包括冶金阶段、加工阶段、制造阶段和废品回收阶段的铅料损失计算。其中, 冶金阶段铅的损失包括3个方面: 铅矿选矿过程中的尾矿损失; 高炉烧结和电解精炼过程中原生铅的铅损失; 反射炉熔炼过程中再生铅的铅损失。因此, 矿石损失按式(5)计算。

$$L = L' + L'' + L''' \quad (5)$$

式中:  $L' = P \times (1 - \gamma_1)$ ,  $L'' = (P \times \gamma_1 + I) \times (1 - \gamma_2)$ ,  $L''' = (P \times \gamma_1 + I) \times \gamma_2 \times (1 - \gamma_3)$ 。  $\gamma_1$  为铅矿选矿回收率;  $\gamma_2$  为冶炼过程中原生铅的回收率;  $\gamma_3$  为再生铅冶炼过程的回收率;  $P$  为国产铅矿的铅含量;  $I$  为进口铅矿的铅含量。加工阶段主要是初级铅材和铅合金加工, 铅损失根据行业标准、统计分析和企业调研确定。制造环节主要是生产铅酸蓄电池、化学添加剂、铅焊料、铅弹等产品, 铅损失参照国家标准《中国电池工业污染物排放标准》(GB30484-2013)进行估算, 该阶段的含铅废物中的铅合金和铅膏, 综合损耗率为2%, 氧化铅和铅盐损耗率为1%<sup>[17]</sup>。在用阶段使用过程中没有铅加工的损失, 铅化工品、铅焊料、电缆护套和铅弹等耗散铅很难回收利用, 假设完全转入报废阶段, 该阶段理论报废量由耗散量、回收再生量和报废损失量组成。废料管理阶段含铅废物约57%再生循环利用, 剩余废

料80%以上填埋, 其余的无害化处理<sup>[18,19]</sup>。

## 2.2.2 各类含铅产品服务年限模型的确定

Weibull模型是瑞典数学家Weibull于1951年提出的著名S形生长曲线模型, 该模型可以对产品的报废率进行计算, 国内外学者对产品寿命分布的表征方式有4种类型: 产品平均寿命、指数和正态分布、对数分布以及韦伯分布(Weibull分布)。本文选取常用的双参数Weibull分布模型表征含铅产品的寿命分布<sup>[20,21]</sup>, 见式(6)。

$$F(m) = 1 - \exp[-(\frac{t}{m})^\beta] \quad (6)$$

式中:  $F(m)$  为生命周期分布函数(报废函数) ( $F > 0$ );  $m$  为产品生命周期 ( $m > 0$ );  $\beta$  决定曲线形状 ( $\beta > 0$ );  $v$  决定曲线尺度放大或缩小的程度 ( $v > 0$ )。

## 2.2.3 各类铅产品报废量计算

含铅终端产品的服务年限(或使用寿命)以及寿命分布函数, 是计算铅使用存量以及废弃物流量(以铅计算)的重要信息。产品的服务年限和诸多因素有关, 如生产制造技术、使用行为、使用地区等。铅的报废量应为前一年消费总量乘以当年含铅产品的报废率。本文结合动态物质流方法来计算每个目标年铅资源的报废量。

假定第  $u$  年报废率为  $f(u)$ , 累计报废率为  $F(u)$ , 则第  $u$  年的报废率从  $F(u)$  到  $F(u-1)$  变化, 即  $F'(u)$ 。

$$F'(u) = \exp\left[-\left(\frac{u-1}{\mu}\right)^\beta\right] - \exp\left[-\left(\frac{u}{\mu}\right)^\beta\right] \quad (7)$$

不考虑进、出口的条件下, 设  $t$  年的金属产品最终消费量为  $T(t)$ ,  $u$  年相应报废量为  $P(u)$ , 通过最终整合则可得到:

$$P(u) = \sum_{t=0}^{u-1} T(t) F'(u-t) \quad (8)$$

## 2.3 数据来源

### 2.3.1 数据来源

本文中所使用的数据来源主要有两部分:

(1) 中国铅资源储量、产量、进出口量及消费量等数据主要来源于中国国家统计局<sup>[22]</sup>、中国有色金属工业协会<sup>[2]</sup>、美国地质调查局(USGS)<sup>[4]</sup>、国际铅锌研究小组(ILZSG)<sup>[23]</sup>、世界金属统计局(WBMS)<sup>[24]</sup>、联合国商品贸易统计数据库(UN Comtrade)<sup>[25]</sup>和实地调研的部分企业。

(2) 铅的理论报废量、在用存量、铅产品需求预测测量等数据主要是通过公式(1)–(8)计算得出。数



据在获取及测算时会存在一定的误差,本文中铅资源的数据误差均控制在10%以内。

### 2.3.2 数据处理

本文对1949—2017年的铅资源动态流动开展分析,但由于部分含铅产品进出口量数据缺失,铅产品的进出口流动情况的研究时段为1981—2017年;各类含铅材料成分根据其含铅系数确定<sup>[17]</sup>。含铅产品数据种类众多,采用分层抽样统计方法进行处理。通过查阅相关标准、材料成分等参数,结合各相关行业的产品参数,对不同的含铅终端产品设置了不同小类的含铅系数(表1)。在确定每一小类含铅终端产品的含铅系数的基础上,对小类含铅终端产品的含铅系数进行加权平均计算,得到每一大类含铅终端产品的含铅系数<sup>[26-29]</sup>。

通过查阅铅材和铅合金相关文献得到铅材的服务年限约为30年,铅合金服务年限约为12年;铅

酸蓄电池的服务年限及韦伯分布函数(Weibull)参数见表2,结合公式(6)、(7)计算出主要含铅产品随时间变化的报废率、历年理论报废量。

## 3 结果与分析

### 3.1 冶金阶段物质流分析

冶金阶段主要输入物质是铅精矿(含国产和净进口)和铅废料,输出物质主要是损失铅和精炼铅。1949—2017年,中国投入冶金阶段的自产铅精矿从1881 t增加到210.3万t,而铅精矿1986年开始少量净出口(1.3万t),到1996年转为净进口(3万t),2015年进口达到峰值104.5万t,2017年进口铅精矿降到71.1万t(图2)。

1949—2017年,中国生产精炼铅从2580 t增长到472.6万t,精炼铅主要加工材料为原生铅和再生铅。原生铅作为中国精炼铅的主要来源,其产量在2013年到达峰值342.8万t,然后逐年下降,主要是

表1 单位产品含铅比例

Table 1 Percentage of lead per unit product

大类	小类	含铅系数	含铅系数设置依据
铅精矿	—	52%~64%	《铅锌质量技术监督手册》 <sup>[29]</sup>
精炼铅	—	>99.9%	铅锭GB/T 469-2013
铅材	铅及铅锡合金管、板、棒和线材	>99.9%	GB/T 1470-2014、GB/T 1472-2014、GB/T 1473-2014、GB/T 1474-2014、YS/T 636-2007
铅锡合金		91.2%~99.1%	
铅化工品	铅盐稳定剂	>82%	三盐基硫酸铅HG/T 2340-2005、二盐基亚磷酸铅HG/T 2339-2005
其他合金	电缆护套	>99%	电缆护套用铅合金锭GB/T 26011-2010
	保险丝	>96%	保险铅丝GB 3132-82
	铸造轴承合金	70%~80%	铸造轴承合金锭GB/T 8740-2013
	锡基合金	<0.35%	铅基合金化学分析方法GB/T 4103-2012
铅金属制品	铅玻璃	26%~30%	ASTM C1572-2004
焊料	锡铅焊料	4%~95%	GB/T 3131-2001
铅碎废料	—	>30%	GB/T 13588-2006
铅酸蓄电池	单位质量含铅量	约70%	调研及文献数据 <sup>[3,18,19]</sup>
	单位产品含铅量/(t/kVAh)	约0.02	

表2 主要含铅产品的韦伯分布函数参数及报废率公式

Table 2 Weibull distribution function parameters and scrap rate formulas of main lead-containing products

含铅产品	一般年限	最长年限	韦伯分布函数		函数公式
			尺度参数 $\mu$	形状参数 $\beta$	
起动电池	3	5	2.26	2.74	$F(t)=1-\exp[-(t/2.26)^{2.74}]$
动力电池	2	3	1.68	3.46	$F(t)=1-\exp[-(t/1.68)^{3.46}]$
UPS电池	5	8	3.39	2.29	$F(t)=1-\exp[-(t/3.39)^{2.29}]$
储能电池	5	8	3.39	2.29	$F(t)=1-\exp[-(t/3.39)^{2.29}]$
铅材	30	40	17.30	1.76	$F(t)=1-\exp[-(t/17.30)^{1.76}]$
铅合金	12	15	7.31	1.93	$F(t)=1-\exp[-(t/7.31)^{1.93}]$

2021年3月

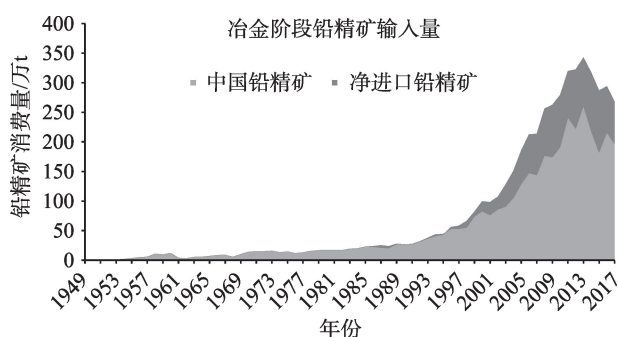


图2 1949—2017年冶金阶段铅精矿输入历史变化

(数据来源:中国有色金属工业协会、ILZSG)

Figure 2 Input historical changes of lead concentrate in production stage, 1949-2017 (data sources: China Nonferrous Metals Industry Association (CNMIA), ILZSG)

国家加大了落后产能淘汰步伐,原生铅产量总体呈明显下降态势,2017年原生铅产量为267.7万t,占比为56.6%。中国在历经十几年的铅产品消费的快速增长后,含铅制品的社会存量快速增加,“回收—转运—分拣—处理”立体式铅回收产业链条的完善促进了再生铅产量的不断增加,对原生铅的替代大幅提高,中国1949年再生铅产量只有500 t,2000年才缓慢增加到10.2万t,2001—2017年再生铅产量由21.2万t快速增至204.9万t,占精炼铅的比重由10%提高至43.4%,但2017年全球再生铅产量平均占比为57%,而美国、巴西、西班牙等发达国家的占比已达到100%。1949—2017年,冶金阶段原生铅

冶炼的损失量由232 t增长至2017年7.7万t,2013年损失量的峰值达到了15.8万t;而再生铅冶炼的损失由100 t增加至6万t。则冶金阶段的输出量由原生铅、再生铅、原生铅损失、再生铅损失等4个部分构成,该阶段资源损失率大幅下降至2017年的3% (图3)。国家对铅等污染型冶金行业的政策效果显著,各企业开始重视铅带来的污染,企业通过不断提高生产技术从而使资源损失率不断降低。

### 3.2 加工阶段物质流分析

加工阶段的输入物质主要是冶金阶段输出的精炼铅和净进口精炼铅,输出物质主要是铅材、铅合金等初级材料,以及铅初级材料净出口和精炼铅损失等。1949—1973年,中国精炼铅几乎没有进出口贸易,1974年精炼铅开始一定规模进口(4.28万t),1981年才开始有少量精炼铅(约800 t)出口,1987年中国成为精炼铅净出口国,2006年曾经达到净出口峰值50万t,之后出口大幅下降,2007—2016年净出口大幅减少为仅有1.4万t,2017年中国净进口了7.08万t,因此,中国精炼铅表观消费量从1949年的8000 t增长至2017年的480万t<sup>[11]</sup>。1987年中国开始有少量铅合金贸易,到2017年初级铅材净出口也只有900 t,本文忽略不计。该阶段损失量经测算从1955年的2100 t(之前很少,忽略不计)增加至2017年的20.6万t。1949—2017年中国初级铅材产量由8000 t增长至459.4万t(图4)。

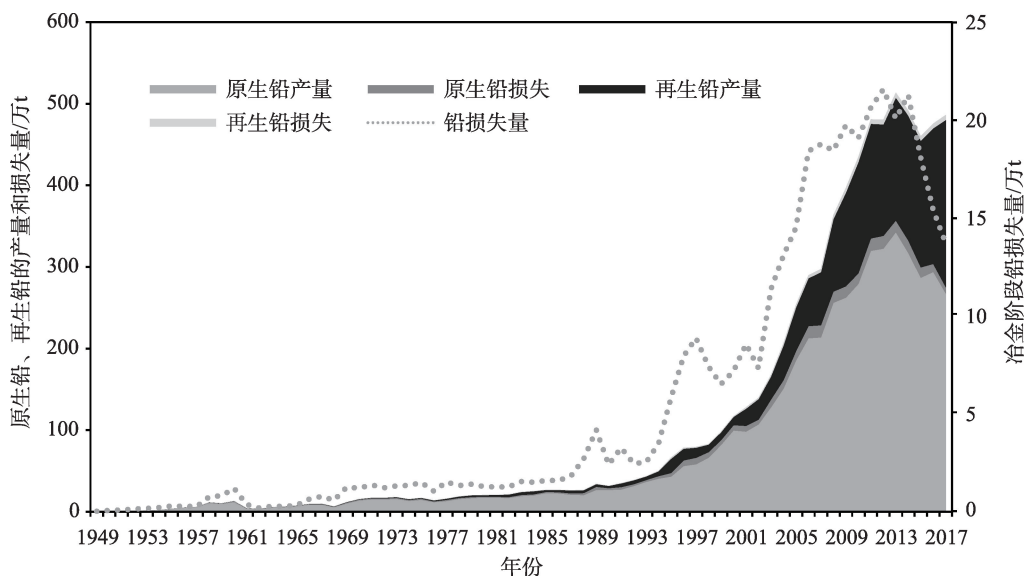


图3 1949—2017年中国精炼铅产量及损失量(数据来源:中国有色金属工业协会、WBMS)

Figure 3 China's refined lead production and the proportion of loss, 1949-2017 (data sources: CNMIA, WBMS)

### 3.3 制造阶段物质流分析

制造阶段的铅材消费主要用于生产铅酸电池、铅化工品、铅焊料、电缆护套、铅弹等产品,主要输入物质为铅材、铅合金等初级材料(贸易很少,忽略不计),输出物质主要是上述各类铅产品、铅产品净出口、加工损失铅等。本文假设1949—2017年生产的全部初级铅材用于制造各类铅产品,输入的物质质量使用1949—2017年铅材产量计算(图5)。1949—2017年,中国生产铅酸电池、铅化工品、铅焊料、电缆护套、铅弹、其他等的产量从3800 t、800 t、547 t、341 t、355 t和1041 t分别增长至412万t、22万t、1.5万t、1.3万t、4000 t和8000 t,总产量从6884 t增长至

396.3万t,这些铅产品的净出口从1974年的4.3万t(之前少有进出口,忽略不计)增加至2017年的38.5万t,铅产品加工的损失也伴随着铅产品产量增加由1949年的1000 t增加至2017年的24.6万t。

中国铅产品生产经历了一个缓慢增长和两个主要快速增长阶段:1949—1994年,中国铅产品生产受到工业应用消费限制,生产增长缓慢;1995—2013年,得益于国内汽车、电动自行车、通讯和储能的迅速发展,在2004年中国超过美国成为全球最大的精铅消费国,1994—2013年消费量年平均增长达16.63%,2017年中国铅消费约占世界消费总量的42%;2014—2017年,受国内环保政策、锂电池的替

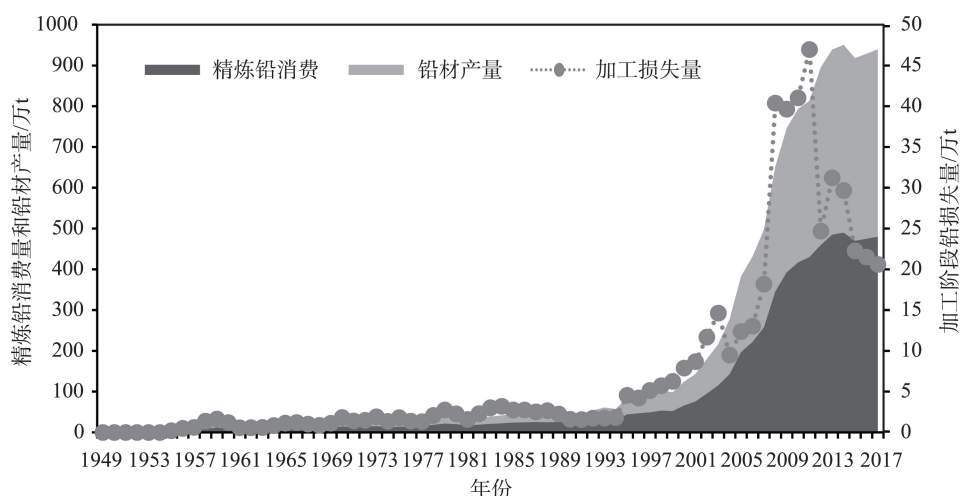


图4 1949—2017年加工阶段精炼铅消费量、铅材产量、铅损失量(数据来源:中国有色金属工业协会和本文计算)

Figure 4 Refined lead consumption, lead material output, and lead loss in processing stage, 1949-2017  
(data sources: CNMIA and results of this study)

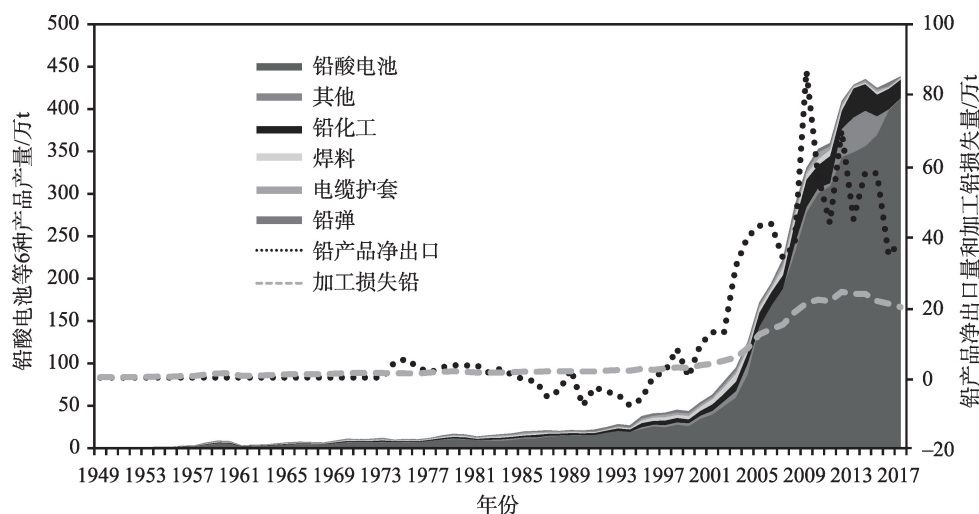


图5 1949—2017年制造阶段的铅产品产量、净出口量和损失量(数据来源:中国有色金属工业协会和本文计算)

Figure 5 Production, export, and loss of lead products in manufacturing stage, 1949-2017 (data sources: CNMIA and results of this study)

2021年3月

代等多重因素影响,铅的消费量年均增长率为 $-0.82\%$ 。现在铅酸蓄电池主要用于汽车和电动助力车市场消费,因此未来汽车、电动助力车市场的起伏直接影响铅的消费量。

### 3.4 在用阶段物质流分析

在用阶段的物质平衡主要是本年度产品在用消费加上上一年度在用存量等于本年度在用存量减去报废量和耗散量,所以输入物质为铅终端产品,输出物质主要是报废铅产品。在用铅产品主要包括铅酸蓄电池、铅化工品、铅弹、铅焊料、电缆护套和其他产品,铅酸蓄电池、玻璃铅等由于有较高回收价值和回收率,一般均能在报废后完全被回收再利用,铅弹、含铅焊料、电缆护套和含铅化工产品等铅散失性产品一旦投入使用,其中铅便再难以回收,假设铅散失性产品当年投入使用计入当年铅耗散报废量。1949—2017年中国在用铅产品社会存量为2553.2万t,根据公式(6)计算,1949—2017年,中国铅产品在用理论报废量从210 t增加到311.4万t,耗散理论报废量从2000 t增加至25.4万t。结果可知,1949—2017年累计报废铅产品3822万t,如果回收循环利用效率不能大幅提高,那么损失铅对环境和人体健康影响很大(图6)。

### 3.5 废料管理物质流分析

该阶段物质输入即为在用阶段理论报废量和耗散报废量累加的综合报废量,物质输出为耗散报废不可回收量、可再生回收量、可再生回收损失量和其余可回收损失量。其中铅蓄电池等可再生回

收损失率为电池液3%和拆解2%,因此,可再生回收综合效率95%。结果显示,1949—2017年,中国可再生铅回收量从52 t增至215.7万t,生产再生铅从50 t增至204.9万t,回收拆解损失量由3 t增至10.8万t,累计损失98.6万t。1949—2017年,耗散报废不可回收量(焚烧和填埋处理)从2000 t增至25.4万t;其余可回收损失(焚烧、填埋)量从62 t增加至95.7万t,累计损失1038.7万t。可再生回收损失量和可回收损失量合计达到了1137.6万t,占1949—2017年累计报废铅产品3822万t的30%,累计的耗散不可回收量为705万t,占累计报废铅产品的18%,由此可得废料管理阶段的再生循环率平均只有52%,远低于美国等发达国家的98%,废料管理阶段成为铅提高资源利用效率的关键控制点(图7)。

### 3.6 2017年中国铅资源全生命周期物质流图

本文以2017年为例,刻画中国铅资源全生命周期的物质流动的流量和流向,以及表征各阶段损失情况,所有数据均为铅实际含量。2017年各阶段物质流入流出平衡计算结果如下(图8):

冶金阶段,投入自产铅精矿210.3万t,净进口铅精矿71.1万t,铅废料投入204.9万t,总计投入486.3万t,该阶段生产精炼铅472.6万t,加工过程损失铅13.7万t,物质输入输出平衡。

加工阶段,输入精炼铅472.6万t,净进口精炼铅7.1万t,总计投入479.7万t,该阶段共计生产初级铅材料459.4万t,加工过程损失量为20.3万t,物质输入输出平衡。

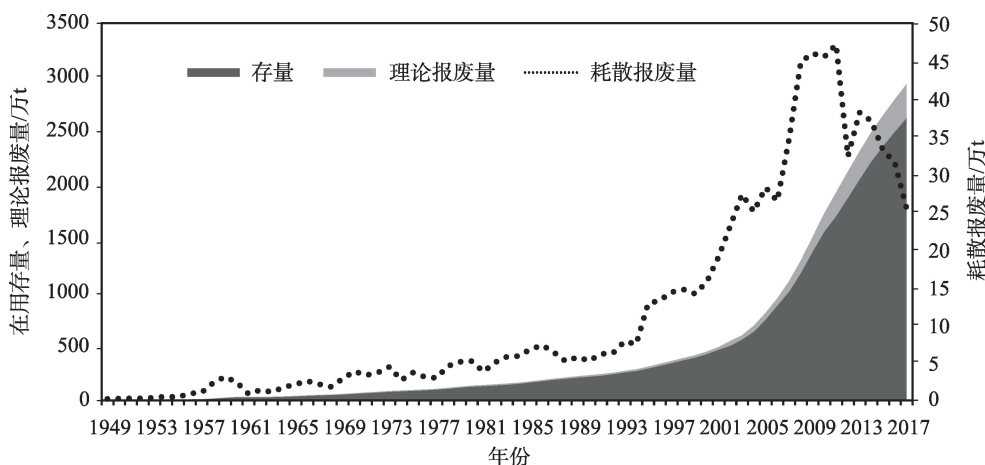


图6 1949—2017年中国在用铅产品的社会存量、理论报废量、耗散报废量(数据来源:中国有色金属工业协会和本文计算)

Figure 6 Stock, theoretical scrap, and dissipative scrap of lead products in use stage in China, 1949-2017  
(data sources: CNMIA and results of this study)



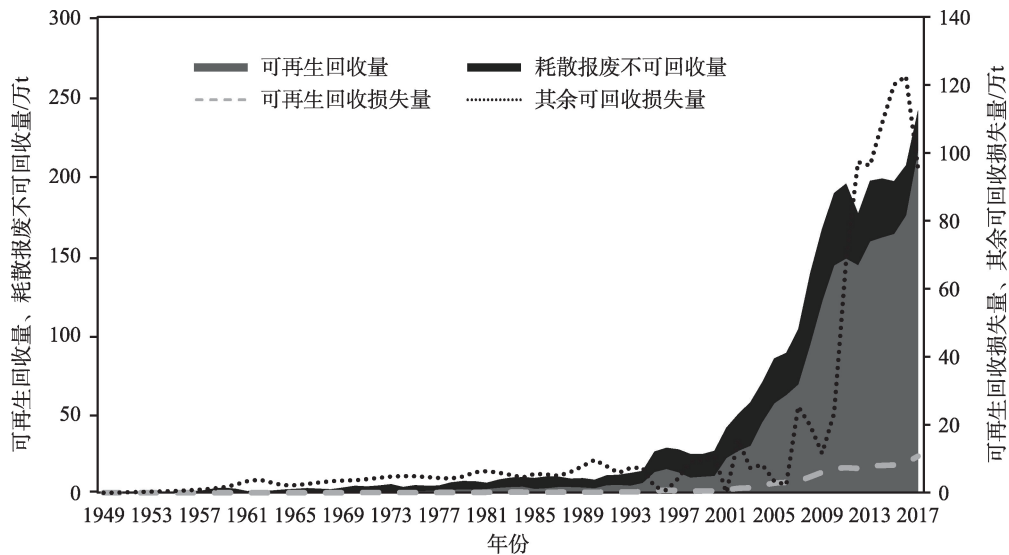


图7 1949—2017年中国铅肥料管理阶段的回收、损失变化(数据来源:中国有色金属工业协会和本文计算)  
Figure 7 Changes of recovery and loss of lead fertilizers in China, 1949-2017  
(data sources: CNMIA and results of this study)

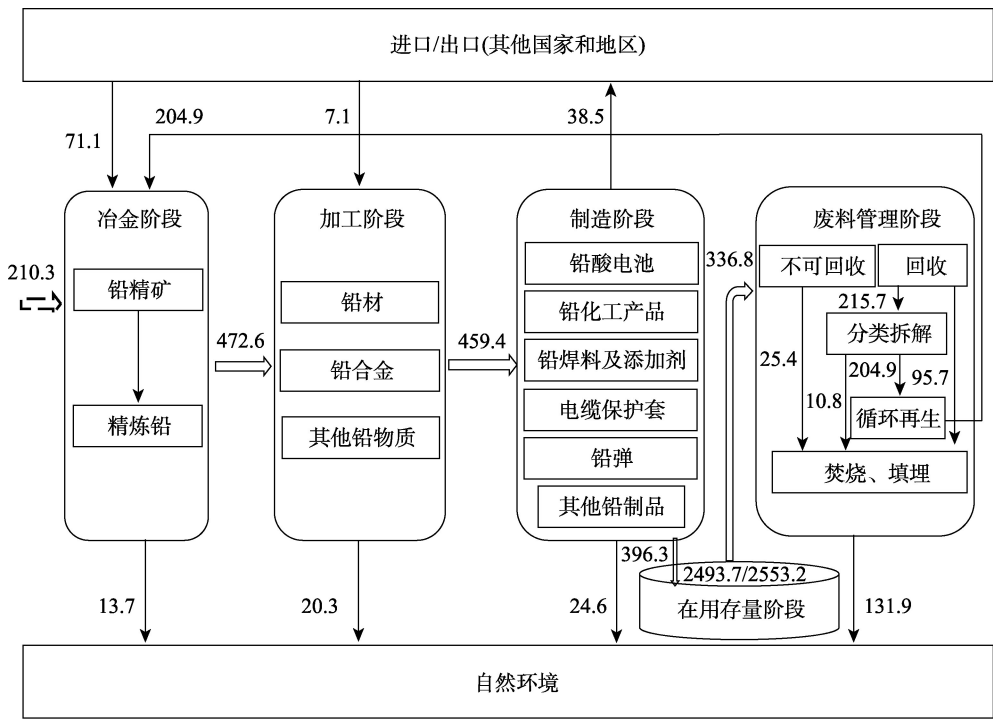


图8 2017年中国铅资源全生命周期物质流示意图(数据来源:本文计算,图中数据单位均为万t)  
Figure 8 Life cycle material flow of China's lead resources in 2017 (data source: Results of this study)

制造阶段,输入初级铅材料459.4万t,生产铅酸电池等各类产品396.3万t,加工过程损失量24.6万t,净出口各类铅产品38.5万t,物质输入输出平衡。

在用存量阶段,输入各类铅制品396.3万t,上一年度在用存量2493.7万t,在用存量达到2553.2万t,

报废量336.8万t,物质输入输出平衡。

废料管理阶段,输入废铅料336.8万t,该阶段循环再生废铅204.9万t,拆解过程损失铅10.8万t,耗散不可回收铅制品损失量为25.4万t,可回收铅废料损失量95.7万t,物质输入输出平衡。



## 4 结论及建议

### 4.1 结论

本文利用物质流分析方法对中国1949—2017年铅资源流动情况进行了分析测算,通过对比精炼铅产量及再生铅的产量、消费量、进出口量得到以下结论:

(1)1949—2017年中国精炼铅的消费量持续增加,至2017年底占全球比例的41.7%,比1949年增加了9.5倍,再生铅总量占国内精炼铅产量的43.4%,再生铅总量为204.9万t,社会累积量为2553.2万t,其中82%的社会存量集中在2000—2017年期间;历年来的累计报废量已达3822万t,而实际再生铅的产量仅为1977万t,理论循环效率52%;在冶炼阶段的损失量虽有所下降但相比发达国家仍然较高。因此,中国需不断提高冶炼技术;同时,关注社会存量增加带来的潜在环境污染问题,加大清洁生产技术的投资使用力度。

(2)铅资源作为重要的有色金属对人们的生活及环境有着重要的意义。而未来中国铅的消费仍将保持较高水平,铅制品的报废量将持续增加。研究发现,铅在冶炼、加工、使用环节并未较好实现二次回收利用。2017年中国铅在生命周期不同阶段的损失量占比分别为6%、7%、14%和73%,绝大多数的损失量仍在回收管理阶段,目前铅废物回收是铅损失控制的关键点。全面控制铅的损失仍需政府进一步强化生产、制造和消费阶段的管理政策执行力度,特别是有针对性地出台系列强制性废料管理和报废回收的政策,大幅提高铅在全生命周期的利用效率和循环效率,以有效解决中国铅资源短缺和环境危害严重等问题。在后期,如何更好地提高铅资源的利用率、减少焚烧填埋过程、充分实现铅二次利用,已成为目前该领域未来研究的热点。

### 4.2 建议

在倡导产业绿色发展、建设低碳循环经济的大背景下对中国铅产业发展提出以下政策建议:

(1)目前,中国铅资源的回收处置渠道较为分散,全国性回收利用体系尚未形成,全国性的废旧铅酸蓄电池回收网络有待完善,铅酸蓄电池生产企业的回收量仍未形成一定的规模。因此,从环境保护角度出发,不断完善再生铅回收体系,制定提高铅矿产资源利用率的政策。严打非法处置铅酸蓄

电池行为,淘汰非法生产、技术落后、环境污染严重的企业。目前铅蓄电池的污染防治管理问题较为严峻,需要企业、相关部门及政府三方面相互配合,企业增强环保意识、监察部门加强监督、政府制定详细政策,从而改变废旧铅酸蓄电池行业回收无序的状况,逐步提高再生铅利用率,使中国铅污染问题得到较好解决。

(2)从国家战略层面出发,中国应颁布法律法规从而引导企业提高铅资源的利用率,并不断引进先进技术提高资源的回收率,铅锌资源应加快实施国内国际双循环战略,建立国内研发、生产、销售和服务一体化产业链,同时积极开展国际合作项目,尤其是大力开拓“一带一路”沿线国家,除此之外,国家需设定铅排放总量的控制目标,建立污染长期监管机制,从而形成区域协同的铅污染防控机制。

(3)1949—2017年,中国铅平均循环效率仅为52%,远低于欧美国家的98%以上循环效率。深入分析发现,中国铅在冶金、加工、制造阶段的损失由于严格的排污政策限制,已经取得很好的资源回收效果,但废料管理阶段仍然有将近20%的可回收铅损失了,回收渠道管理、回收专业设备、回收监管制度等明显落后于欧美等发达国家,在废旧电池的分解不彻底、冶炼技术有待提高、配套设备等方面有待进一步完善。

(4)2017年中国铅在生产、制造、消费和回收阶段的损失占比分别为6%、7%、14%和73%,因此,铅废物回收是铅化合物损失和铅循环利用的关键控制点。“十四五”期间政府决策者可针对铅物质流各阶段循环特征,有针对性地出台相应政策,全面提高废铅循环效率,实施国内铅资源内循环发展战略,促进铅污染治理体系和治理能力现代化,实现毒性金属资源高效循环利用。

### 参考文献(References):

- [1] 中国冶金百科全书总编辑委员会《金属材料卷》编辑委员会. 中国冶金百科全书: 金属材料[M]. 北京: 冶金工业出版社, 2001: 662-664. [Editorial Board of "Metal Materials Volume", General Editorial Board of China Metallurgical Encyclopedia. China Metallurgical Encyclopedia: Metal Materials[M]. Beijing: Metallurgical Industry Press, 2001: 662-664.]
- [2] 中国有色金属工业协会. 中国有色金属工业年鉴[M]. 北京: 中国冶金出版社, 2019. [China Nonferrous Metals Industry Association]

- tion. China Nonferrous Metals Industry Yearbook[M]. Beijing: China Metallurgical press, 2019.]
- [3] 郭学益, 钟菊芽, 宋瑜, 等. 我国铅物质流分析研究[J]. 北京工业大学学报, 2009, 35(11): 1554–1561. [Guo X Y, Zhong J Y, Song Y, et al. Substance flow analysis of lead in China[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2009, 35(11): 1554–1561.]
- [4] USGS. Mineral Commodity Summaries[R/OL]. (2018–01–31) [2018–01–31] <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70194932>.
- [5] 顾佳妮, 张新元, 韩九曦, 等. 全球铅矿资源形势及中国铅资源发展[J]. 中国矿业, 2017, 26(2): 16–20. [Gu J N, Zhang X Y, Han J X, et al. Global lead resources situation and the development of lead resources in China[J]. China Mining Magazine, 2017, 26(2): 16–20.]
- [6] 许健明, 李颖. 2020–2035年全球铅供需格局分析[J]. 中国矿业, 2021, 30(2): 14–20, 24. [Xu J M, Li Y. Analysis of global lead supply and demand pattern from 2020 to 2035[J]. China Mining Magazine, 2021, 30(2): 14–20, 24.]
- [7] 张继鹏, 代涛, 王高尚, 等. 禁售燃油汽车: 全球铅消费的适应性调整及未来需求预测[J]. 中国矿业, 2019, 28(3): 1–7. [Zhang J P, Dai T, Wang G S, et al. Adaptive adjustment of global lead consumption and forecast of future demand[J]. China Mining Magazine, 2019, 28(3): 1–7.]
- [8] 马丽, 田华征, 康蕾. 黄河流域矿产资源开发的生态环境影响与空间管控路径[J]. 资源科学, 2020, 42(1): 137–149. [Ma L, Tian H Z, Kang L. Eco-environmental impact and spatial control of mineral resources exploitation in the Yellow River Basin[J]. Resources Science, 2020, 42(1): 137–149.]
- [9] Allenby R. B, Richards J D. The Greening of Industrial Ecosystems [M]. Washington DC: National Academy Press, 1994.
- [10] 戴铁军, 刘瑞, 王婉君. 物质流分析视角下北京市物质代谢研究[J]. 环境科学学报, 2017, 37(8): 3220–3228. [Dai T J, Liu R, Wang W J. Material metabolism in Beijing by material flow analysis[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(8): 3220–3228.]
- [11] Yang J B, Li X, Xiong Z H, et al. Environmental pollution effect analysis of lead compounds in China based on life cycle[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(7): 2184.
- [12] Kapur A, Bertram M, Spataro S, et al. The contemporary copper cycle of Asia[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2003, 5(2): 143–156.
- [13] Johnson J, Bertram M, Henderson K, et al. The contemporary Asian silver cycle: 1-year stocks and flows[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2005, 7(2): 93–103.
- [14] 阎丽, 范翹. 重金属元素物质流分析的研究进展[J]. 湖南有色金属, 2016, 32(1): 63–67. [Yan L, Fan Q. Research progress on substance flow analysis of heavy metal element[J]. Hunan Nonferrous Metals, 2016, 32(1): 63–67.]
- [15] Weisz H, Krausmann F, Amann C, et al. The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption[J]. Ecological Economics, 2006, 58(4): 676–698.
- [16] 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.]
- [17] 梁静, 毛建素. 铅元素人为循环环境释放物形态分析[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 1191–1197. [Liang J, Mao J S. Speciation analysis of lead losses from anthropogenic flow in China[J]. Environmental Science, 2014, 35(3): 1191–1197.]
- [18] 刘盛终, 丁一, 曹晓庆, 等. 废旧铅酸蓄电池的回收和再生研究进展[J]. 电源技术, 2020, 44(11): 1701–1704. [Liu S Z, Ding Y, Cao X Q, et al. Research progress of recovery and regeneration of lead-acid batteries[J]. Chinese Journal of Power Sources, 2020, 44(11): 1701–1704.]
- [19] 李雪, 郭春霞, 陈耀宏, 等. 铅酸蓄电池行业生产者责任延伸制在我国实施的难点和解决方案[J]. 环境工程学报, 2020, 14(1): 3–8. [Li X, Guo C X, Chen Y H, et al. Difficulties and solutions of lead-acid battery industry EPR implementation in China[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(1): 3–8.]
- [20] 王俊博, 范蕾, 李新, 等. 基于物质流方法的中国铜资源社会存量研究[J]. 资源科学, 2016, 38(5): 939–947. [Wang J B, Fan L, Li X, et al. Research on the social stock of copper resources in China based on the material flow analysis[J]. Resources Science, 2016, 38(5): 939–947.]
- [21] 王玉涛. MMF-Weibull组合模型在采空区地表沉降预测中的应用[J]. 煤炭技术, 2020, 39(9): 18–21. [Wang Y T. Application of MMF-Weibull combination model in prediction of surface settlement in goaf[J]. Coal Technology, 2020, 39(9): 18–21.]
- [22] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴2013[M]. 北京: 中国统计出版社, 2013. [National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. China Statistical Yearbook 2013[M]. Beijing: China Statistics Press, 2013.]
- [23] International Lead and Zinc Study Group. The World Lead Factbook 2019[R]. UN: ILZSG, 2019.
- [24] World Bureau of Metal Statistics. World Metal Statistics Yearbook [R]. UK: WBMS, 2018.
- [25] UN Comtrade. UN Comtrade Database[DB/OL]. <https://comtrade.un.org>.
- [26] 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.]
- [27] 文博杰, 王欢, 代涛, 等. 2011–2016年中国对外贸易铜物质流分析[J]. 中国矿业, 2019, 28(9): 25–31. [Wen B J, Wang H, Dai T, et al. Analysis of copper material flow in China's foreign trade from 2011 to 2016[J]. China Mining Magazine, 2019, 28(9): 25–

- 31.]
- [28] 王琢璞. 新能源汽车动力电池回收利用潜力及生命周期评价[D]. 北京: 清华大学, 2018. [Wang Z P. Potential and Life Cycle Assessment of Recycling of Power Batteries for New Energy Vehicles[D]. Beijing: Tsinghua University, 2018.]
- [29] 中国有色金属工业标准计量质量研究所. 铅锌质量技术监督手册[M]. 北京: 冶金工业出版社, 2002. [China Nonferrous Metals Industry Standard Metrology and Quality Institute. Lead and Zinc Quality Technical Supervision Manual[M]. Beijing: Metallurgical Industry Press, 2002.]

## China's lead resource flow and its recycling efficiency

LI Xin, KANG Xinyu, LIN Jing, CHEN Lu, WANG Minxi  
(Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China)

**Abstract:** China is the largest producer and consumer of refined lead in the world. External dependency on lead resources has been maintained at around 20%. The environmental impact caused by the loss of lead throughout its life cycle has seriously endangered people's lives and health. This study analyzed China's lead material flow, stock of products, theoretical scrap, recycling, and recycling efficiency, among other indicators, and estimated the input and output, loss, and recycling efficiency of China's lead resources at each stage of the life cycle as a basis to provide policy recommendations for the efficient recycling of lead resources in China and reduce the environmental impacts. The results show that: (1) The stock of products of lead in China from 1949 to 2017 reached 25.532 million tons, of which 82% was concentrated in 2000 to 2017; (2) From 1949 to 2017, the theoretical scrap of lead products reached 38.22 million tons, but the actual output of recycled lead was only 19.77 million tons, and the theoretical recycle efficiency was 52%, which was far lower than 98% in Europe and the United States; (3) In 2017, China's lead loss distribution was 6%, 7%, 14%, and 73% in the stages of production, manufacturing, consumption, and recycling, indicating that the government's policies in the management of lead production, manufacturing, and consumption were effective, and lead waste recycling was the key to lead loss control; (4) China's lead consumption will remain relatively high in the future. The scrap of lead will continue to increase. Therefore, controlling the loss of lead at all stages still requires the government to strengthen the implementation of policies in the management of production, manufacturing, and consumption stages. Especially, a series of waste management and scrap recycling management and control policies to increase lead utilization efficiency and recycling efficiency is needed for solving the problems of lead resource shortage and serious environmental damage in China.

**Key words:** lead resources; life cycle; material flow analysis; scrap recycling; lead pollution; recycling efficiency