

DOI: 10.5846/stxb201505301084

刘文婧, 耿涌, 孙露, 田旭, 张黎明. 基于能值理论的有色金属矿产资源开采生态补偿机制. 生态学报, 2016, 36(24): - .

Liu W J, Geng Y, Sun L, Tian X, Zhang Li M. An energy-based analysis and ecological compensation mechanism in China's non-ferrous metal mining sector. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(24): - .

基于能值理论的有色金属矿产资源开采生态补偿机制

刘文婧^{1,2}, 耿涌^{3,*}, 孙露⁴, 田旭^{1,2}, 张黎明⁵

1 中国科学院沈阳应用生态研究所, 中国科学院污染生态与环境工程重点实验室, 沈阳 110016

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 上海交通大学环境科学与工程学院, 上海 200240

4 日本国立环境研究所, 社会环境研究中心, 日本 305-8506

5 青岛大学经济学院, 青岛 266071

摘要: 矿产资源为中国经济的高速增长提供了不竭的动力, 但在其开采过程中也带来了诸多的环境问题。在当今资源、环境的约束下, 如何采取适宜的量化方法来表征矿产资源开采所带来的生态环境损失, 并在此基础上确定合理的生态补偿标准, 成为了一项重要的研究课题。本文选取我国有色金属采选业为研究案例, 并基于能值分析方法, 核算了矿产资源开采过程中造成的直接、间接环境损失, 提出了生态补偿指数, 用以为生态补偿标准的制定提供参考依据。对能值分析指标的计算和分析结果表明, 从可持续发展角度, 生态补偿指数为 89.18%, 说明我国有色金属采选业的环境投入较高, 需要的补偿费用较多; 能值产出率为 9.24, 表明有色金属采选业的生产效率高; 环境承载率为 238, 呈现高负荷状态, 区域环境所承受的压力巨大; 可持续发展指数为 0.039, 表明我国有色金属采选业处于不可持续状态, 急需采取相关环境保护措施进行调整。从经济成本角度, 我国有色金属采选业需要的生态环境补偿费用约为 4.38×10^9 元, 现阶段征收的资源税费远低于生态恢复的治理费用, 不能够覆盖生态修复治理成本。最后根据本文研究内容得出我国有色金属采选业面临的主要问题, 分别从宏观角度、微观角度及长远角度三个方面给出了相应的政策建议。

关键词: 有色金属采选; 可持续发展; 能值; 生态补偿

An energy-based analysis and ecological compensation mechanism in China's non-ferrous metal mining sector

LIU Wen-jing^{1,2}, GENG Yong^{3,*}, SUN Lu⁴, TIAN Xu^{1,2}, ZHANG Li-ming⁵

1 Key Laboratory of Pollution Ecology and Environmental Engineering, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Shanghai Jiao Tong University, School of environmental science & engineering, Shanghai 200240, China

4 National Institute for Environmental Studies, Tsukuba Ibaraki 305-8506, Japan

5 College of Economics, Qingdao University, Qingdao 266071, China

Abstract: Resource mining provides a solid foundation for China's rapid economic growth. However, mining activities also lead to various environmental issues, such as wastewater discharge, soil contamination, and air pollution. Under these resource and environmental constraints, it is critical to quantitatively evaluate the ecological loss caused by mining activities and to determine the appropriate values on ecological compensation. Many evaluation methods are in use to assess the comprehensive performance of this sector, such as material flow analysis, life cycle analysis, and substance flow analysis.

基金项目: 国家自然科学基金委资助项目 (1325006, 71461137008, 71311140172)

收稿日期: 2015-05-30; 网络出版日期: 2015-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ygeng@sjtu.edu.cn

However, these traditional methods cannot mimic the real contribution of local ecosystems since they focus on individual aspects of resource use and system metabolism and discard other parameters and driving forces. In addition, they do not account for the value of existing natural capital, leading to incomplete assessments of the whole system. In addition, these methods lack the ability to address waste and emission management, as well as recycling strategies, resulting in policies optimizing one individual resource or flow, rather than tracking diverse, non-linear interactions between human society and the natural system in which economic processes are embedded. Emergy analysis provides a “supply-side” evaluation by focusing on nature’s investment, and can assign environmental impacts more fairly, discouraging inefficient and unnecessary resource depletion. By quantifying both the direct and indirect environmental costs of resource mining, and related waste management and disposal, emergy analysis is a suitable approach in assessing the overall performance of the mining sector, leading to accurate decision-support and integrated measures on protecting mining resources. In this study, China’s non-ferrous metal mining sector was examined to detect direct and indirect losses caused during the mining processes by employing emergy analysis. An Ecological Compensation Index (ECI) was developed in order to provide rational references for determining ecological compensation standards. Our results indicate that, from the perspective of sustainable development, the ECI was 89.18%, indicating that more renewable resources have been input into the non-ferrous metal mining sector, and more money is needed for ecological compensation. The Emergy Yield Ratio (EYR) was 9.24, indicating that the production efficiency of the non-ferrous metal mining sector was greater, whereas the Environment Loading Ratio (ELR) was 238, indicating a greater environmental load on the surrounding ecosystem. The Emergy Index of Sustainability (ESI) was 0.039, indicating that the system was unsustainable, and there is a need to adopt appropriate environmental protection measures. From an economic perspective, the ecological compensation value for the non-ferrous metal mining sector should be 438 million Chinese Yuan (CNY). However, the current resource tax is far less than the real expense for ecological remediation and cannot cover its treatment costs. Finally, policy implications at the macro-, micro-, and long-term levels increased in order to address the main problems that China’s non-ferrous metal mining sector is facing. For instance, the overall development strategies on the non-ferrous metal mining sector should move from the traditional “end-of-pipe” treatment toward source control. Pollution prevention-oriented approaches, such as wastewater reuse/recycling, brownfield redevelopment, and the collection and recycling of discarded non-ferrous metals, should be promoted so that the overall extraction and processing of original non-ferrous metals can be reduced, and the corresponding environmental emissions can be mitigated.

Key Words: mining; sustainable development; emergy; ecological compensation

矿产资源为中国经济的高速增长提供了不竭的动力,但在其开采过程中也带来了诸多的环境问题。截止到 2010 年我国因采矿破坏的土地面积达 400 多万公顷,而土地复垦率仅 15% 左右^[1]。矿产资源的开采不仅造成了生态环境的破坏,同时也加剧了生态环境的污染,如矿坑水、废石淋滤水造成严重地下水污染以及有害气体的排放造成附近居民的高癌症发病率等^[2]。而面对矿产资源开采带来的严峻考验,我国现行征收的有关矿产资源开采的各项生态环境税费远低于开采活动所造成的生态环境损失^[3],使得矿产资源开采所造成的环境损失得不到合理的补偿。因此,在资源和环境的约束下,如何采取适宜的量化方法来表征矿产资源开采所带来的生态环境损失,并在此基础上确定合理的生态补偿标准,成为了一项急需解决的研究课题。

生态补偿是一个多学科交叉概念,不同的学科对生态补偿的理解存在着差异。综合来讲,生态补偿指从利用资源所得到的经济收益中提取一部分资金来补偿生产活动所造成的生态环境的直接损失和间接损失,以达到保护生态环境的目标^[4-5]。生态补偿理论与实践起源于 19 世纪 70 年代。当时美国政府根据 Larson 和 Mazzarse^[6] 构建的湿地快速评价模型颁发了湿地开发补偿许可证。Costanza^[7] 在 1997 年将全球的生态系统划分为 17 种服务功能区,为生态补偿提供了量化标准。我国生态补偿理论是在对森林和流域的生态补偿^[8-11]

研究中逐渐发展起来的^[12],近年来已扩展到对自然保护区^[13]、湿地^[14]、农田^[15]等的生态补偿理论与实践研究。虽然生态补偿的内涵随着研究的深入在不断的扩展,但自然资源消耗与生态环境损失的评估依然是生态补偿研究的重点,也是生态补偿标准制定的基础。

目前学界大多数采用环境经济学方法来量化生态损失,以制定生态补偿标准。相关研究方法可大致分为三大类:(1)假想市场法。由于缺乏真实的市场数据,依靠消费者对生态服务的偏好而进行价值评估^[16],如专家打分法、支付意愿调查^[17-18]等。这种方法虽然适用性很好,但是容易受到人的主观干扰而产生误差^[19]。(2)直接成本法。以生产活动直接造成的环境损失的价值为研究基础,如 Li^[20]综合运用多种经济学方法对北京门头沟煤矿区的生态损失进行了核算,得出在过去的 50 年里环境损失费用达 20 亿美元。(3)间接成本法。以清除污染和弥补环境损失的成本作为研究基础,如赵来军等^[21]以太湖流域的实证研究确定了地区之间的补偿标准是浙江省对江苏省、上海市的 COD 生态补偿价格分别为 6648.30 元/吨和 8164.21 元/吨。Trepel^[22]运用成本效益法说明了实施废水回收计划能降低勒苏益格-荷尔斯泰因海湾湿地恢复的投资费用。然而,无论哪一种经济学方法,在自然资源消耗与生态环境损失的估价方面都很难形成统一的标准,其原因在于经济流和能量流不能统一折算,没有客观反应出生态系统服务的价值^[23]。

能值分析方法能够提供统一的度量单位,是联系经济系统与生态系统的桥梁^[24],是解决生态补偿研究难点的有效方法。严茂超^[25]曾运用能值理论对西藏的生态经济系统进行了准确评估和量化,为我国生态补偿提供了理论依据。目前能值分析多应用于生态经济系统分析中^[26],特别是农业生态系统^[27-28],城市和工业生态系统^[29-30]以及绿色 GDP 的核算中^[31-32]。应用于生态补偿的研究领域多为流域生态系统^[33-34]和农田生态系统^[35],然而应用能值理论开展矿山的生态补偿标准研究尚少。

本文利用能值分析理论,将矿产资源开采活动中的资源投入和环境服务转化为统一的能值单位,并将开采活动造成的直接、间接环境损失纳入生态补偿核算范围。目前我国的矿产资源开采的生态补偿标准研究多以煤炭为例^[17,36],而我国作为有色金属的生产大国,对有色金属矿产资源开采的生态补偿研究尚少。因此本文选取我国有色金属采选业为例,进行生态成本分析并确定相应的生态补偿费用,为行业现状的评估和政策的制定提供科学依据。

1 研究方法

1.1 能值分析

能值理论起源于 20 世纪 80 年代后期,是由美国著名生态学家 Odum 为首创立的一种新的生态经济价值论和系统分析方法^[24]。能值是指一种产品和服务在生产过程中直接和间接耗用的所有的某种有效能的数量。其基本方法是将生物圈中不同形式的能量采用统一量纲全部转化为太阳能值来表达,而太阳能值的单位为太阳能焦耳(solar equivalent joule,缩写为 sej)。由于不同的资源、产品或服务具有不同的能值,所以采用能值转换率来表示能量等级系统中不同类别能量的能值^[37]。能值分析的基本表达式为:

$$EM = UEVs \times N \quad (1)$$

其中,EM 代表太阳能值,UEVs 表示不同物质的能值转换率,N 代表不同单位(质量 g 或者能量 J)的输入流。通过计算即可得到不同投入流的能值,从而用同一的能值单位来比较和计算一个系统中的能量流动^[38]。

能值-货币价值(emdollar value, Em \$)是指能值流量相当的经济价值。自然资源和人类经济产品均包含能值,它们代表真正的财富。能值-货币价值是能值价值在经济市场中具体的体现形式,其基本表达式为:

$$Em \$ = \frac{U}{Emr} \quad (2)$$

其中,U 为输入经济系统或经济生产活动的某种能值,Emr 为能值/货币比率(emerg/money ratio, Emr),表示单位货币相当的能值量(单位:sej/\$)。但是所得的这种 Em \$,并非市场流通的货币价值,只是表明该能值“相当于”多少货币。

1.2 生态损失核算

生态损失指人类生产活动过程中对周围地表形态、气候、水文、植被、生物等生态因子带来的变化,生态损失可导致生态因子的环境结构功能倒退、恶化及消失^[39]。生态损失核算是生态补偿研究的重点和生态补偿标准制定的基础。本文采用能值分析方法,将生产活动造成的生态环境损失统一为能值单位进行核算,并将生态损失分为直接损失和间接损失两个部分。直接损失指企业为清除污染所采取的环保投入,如锅炉烟气处理和工艺废水处理;间接损失指自然生态系统为稀释和消除企业排放的废弃物所提供的环境服务。

在生产活动中,即使企业排放的各种废弃物已经达到了行业排放标准,也不代表其达到了自然水体和清洁空气的浓度水平,不符合人类生存要求的环境质量标准。这些排放物仍然需要环境的自我净化服务^[40],这就需要对生态服务支持进行评估。生态服务支持评估是指对排放到周边环境中的废气和废水进行稀释、淡化或者分解服务的评估。

稀释废气和废水的生态服务计算公式^[40]:

$$M_{a/w} = d \times \frac{W_i}{c_i} \quad (3)$$

$M_{a/w}$ 代表为稀释污染所需要的新鲜空气/水的质量; d 代表空气/水密度; W_i 代表 i 污染物的年排放量; c_i 代表污染物可接受浓度^[41-42]。

稀释废气所需的环境服务能值计算公式^[40]:

$$E_a = \frac{1}{2} \times M_a \times V^2 \quad (4)$$

$$Em_a = E_a \times UEV_a \quad (5)$$

V 为平均风速, E_a 为稀释废气的动能, UEV_a 为风的能值转换率。

稀释废水所需的环境服务能值计算公式^[40]:

$$E_w = M_w \times G \quad (6)$$

$$Em_w = E_w \times UEV_w \quad (7)$$

E_w 为水的化学可用能, G 为水的吉布斯自由能, UEV_w 为水的能值转换率。

矿山开采会产生大量的固体废弃物,如尾矿和炉渣。常用处理方式为贮存在尾矿库或者填埋。然而无论哪种处理方式都会对土地带来一定的破坏,因此,固体废弃物的排放所带来的环境损失可以由其所占用的土地面积来进行计算^[43]:

$$EL = M \times L_{oc} \times E_L \quad (8)$$

M 代表固体废弃物的排放量, L_{oc} 代表固体废弃物的影响,即每吨固体废弃物占据的土地面积, E_L 代表土地侵蚀的能值转换率。 EL 为固体废弃物排放所引起的环境损失能值。相关的研究表明 2.85×10^4 吨工业废弃物大约占据 1 公顷土地^[23], 根据土地侵蚀的平均能值可得到其能值转换率为 1.05×10^{15} sej/ha^[44]。

1.3 能值指标评价体系

在识别我国有色金属采选业的能量流动基础上,构建能够综合反映系统可持续发展能力的指标体系(表 3、4)。基于生态补偿的概念,提出生态补偿指数(Ecological compensation index,简称 ECI),其计算公式如下:

$$ECI = \frac{R + N + W + C}{U} \times 100\% \quad (9)$$

该指标通过系统的生态环境投入能值(R 和 N) 和生态环境损失能值($W+C$) 之和除以系统总能值(U) 来计算,表示需要的环境投入能值占总能值的百分比。该指数可以为生态补偿标准的制定提供参考。生态补偿系数越高表明系统对环境投入的需求越高,需要的环保投入越高。

2 有色金属采选业的能值分析

本文以有色金属采选业为例,对矿产资源开采过程进行能值分析。根据有色金属采选业的能值流量表,

从能值流量和能值效率角度构建矿山可持续性评价体系,并确定我国有色金属采选业的生态补偿指数。

2.1 研究边界的确定和数据来源

根据现有资料和相关的文献,绘制出我国矿山采选活动的基本流程,如图 1。本研究边界范围界定为有色金属的采选过程,主要包括采矿和选矿两个部分。

统计数据来自于《中国有色金属工业年鉴》、《中国环境统计年鉴》等官方统计刊物以及中国国家统计局等。基于数据的可获得性和可靠性,本文以 2012 年我国有色金属采选业相关数据为依据开展核算。

2.2 有色金属采选业的能值核算

根据有色金属矿山开采活动的基本流程确定研究边界,并绘制有色金属采选业的能值流量图,如图 2。

根据所获得的数据和有色金属采选业能值流量图,对所需要的项目进行汇总,得到了 2012 年中国有色金属矿山行业能值流量表(表 1)及生态服务支持能值表(表 2)。本研究使用的最新能值基准为 $15.2 \times 10^{24} \text{ sej/a}^{[48]}$ 。

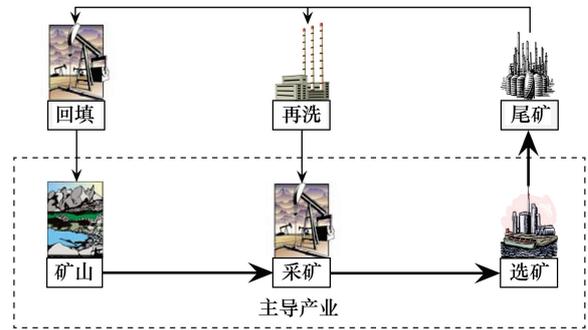


图 1 中国有色金属采选基本模式

Fig.1 Basic production patterns of Chinese non-ferrous metal mining sector

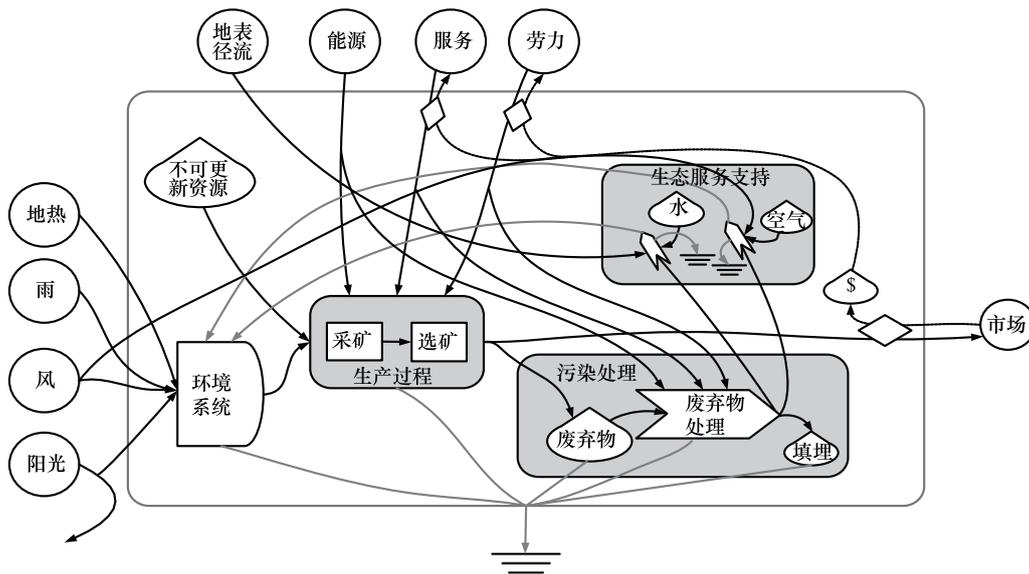


图 2 有色金属采选业能值流量图

Fig.2 Energy flow diagram of non-ferrous metal mining sector

表 1 2012 年中国有色金属采选业能值流量表

Table 1 Emery flows of Chinese non-ferrous metal mining sector in 2012

项目 Item	数据 Raw amount	单位 Units	能值转换率(sej/单位) Transformity	参考文献 Reference	能值(sej) Emery
可更新资源 Renewable					
1 阳光 Sunlight	3.46×10^{20}	J	1.00	[45]	3.46×10^{20}
2 风 Wind	8.63×10^{17}	J	2.45×10^3	[46]	2.11×10^{21}
3 雨,化学能 Rain, chemical	2.39×10^{17}	J	3.05×10^4	[46]	7.28×10^{21}
4 雨,势能 Rain, geopotential	4.64×10^{17}	J	4.70×10^4	[46]	2.18×10^{22}
5 地热能 Geothermal heat	2.11×10^{17}	J	5.80×10^4	[47]	1.22×10^{22}
不可更新资源 Non-renewable					
6 铜 Copper	5.88×10^{12}	g	9.80×10^{10}	[48]	5.76×10^{23}

续表

项目 Item	数据 Raw amount	单位 Units	能值转换率(sej/单位) Transformity	参考文献 Reference	能值(sej) Emergy
7 铝 Aluminum	2.03×10^{13}	g	5.40×10^9	[48]	1.09×10^{23}
8 铅 Lead	4.59×10^{12}	g	4.80×10^{11}	[48]	2.20×10^{24}
9 锌 Zinc	4.88×10^{12}	g	7.20×10^{10}	[48]	3.51×10^{23}
10 镍 Nickel	1.97×10^{11}	g	2.00×10^{11}	[48]	3.94×10^{22}
11 锡 Stannum	1.48×10^{11}	g	1.70×10^{12}	[48]	2.51×10^{23}
12 锑 Stibium	2.42×10^{11}	g	4.20×10^{12}	[48]	1.02×10^{24}
13 汞 Mercury	1.35×10^9	g	4.20×10^{13}	[48]	5.66×10^{22}
14 镁 Magnesium	6.98×10^{11}	g	6.14×10^9	[48]	4.29×10^{21}
15 钛 Titanium	8.21×10^{10}	g	6.40×10^{10}	[48]	5.26×10^{21}
输入资源 Imported sources					
16 煤炭 Coal	1.65×10^{17}	J	9.71×10^4	[49]	1.60×10^{22}
17 焦炭 Coke	3.82×10^{13}	J	6.44×10^4	[45]	2.46×10^{18}
18 柴油 Diesel	1.08×10^{13}	J	1.07×10^5	[50]	1.15×10^{18}
19 电力 Electricity	6.63×10^{16}	J	2.78×10^5	[51]	1.85×10^{22}
20 水 Water	9.94×10^{14}	g	2.18×10^4	[46]	2.17×10^{19}
21 天然气 Natural gas	1.69×10^{17}	J	1.70×10^5	[49]	2.87×10^{22}
22 汽油 Petrol	2.10×10^{12}	J	1.06×10^5	[45]	2.22×10^{17}
劳动力和服务 Labor and service					
23 劳动力 Labor	3.02×10^{10}	CNY	8.61×10^{11}	[48]	2.60×10^{22}
24 服务 Services	5.51×10^{11}	CNY	8.61×10^{11}	[48]	4.74×10^{23}
污染处理 Pollutions disposal					
25 废水 Wastewater	1.24×10^9	CNY	8.61×10^{11}	[48]	1.07×10^{21}
26 废气 Waste gas	1.84×10^8	CNY	8.61×10^{11}	[48]	1.58×10^{20}
27 矿山治理 Mine treatment	4.83×10^8	CNY	8.61×10^{11}	[48]	4.15×10^{20}

表 2 2012 年有色金属采选业生态服务支持能值表

Table 2 Ecological services for diluting airborne and waterborne pollutants in 2012

项目 Item	排放量/吨 Emission	可接受浓度 ^[41--42] Acceptable concentration	能值/sej Emergy
大气污染 Air pollutants (kg/m ³)			
烟尘、粉尘 Smoke, dust	2.17×10^4	4.92×10^{-10}	1.57×10^{19}
二氧化硫 Sulfur dioxide	2.45×10^4	4.31×10^{-10}	3.09×10^{21}
氮氧化物 Oxynitride	5.48×10^3	7.50×10^{-8}	6.88×10^{20}
Em _a = 最大值 Em _a = Max			3.09×10^{21}
水污染 Water pollutants (kg/L)			
氨氮 Ammonia nitrogen	1.67×10^4	1.50×10^{-7}	6.14×10^{14}
化学需氧量 Chemical oxygen demand	7.25×10^4	1.50×10^{-5}	6.64×10^{20}
Em _w = 最大值 Em _w = Max			6.64×10^{20}
固废 Solid waste 尾矿、废渣等 Tailings, residues	4.03×10^8		1.48×10^{19}

a: 废气的排放对人体健康的影响包括呼吸系统疾病和气候变化等, 废水的排放对其影响包括致癌效果和富营养化等^[29]。本文中由于数据的可获得性, 考虑了 3 种空气污染物(烟尘粉尘、二氧化硫、氮氧化物)和 2 种水污染物(氨氮、化学需氧量)。避免重复计算, 取二氧化硫和化学需氧量两个最大的影响因素来计算环境服务支持能值, 分别为 3.09×10^{21} sej/a 和 6.64×10^{20} sej/a。

2.3 能值指标分析

根据系统物质和能量流动计算结果, 构建我国有色金属采选业能值流量表(表 3)。2012 年我国有色金

属采选业输入的可更新资源(R)为 2.18×10^{22} sej, 不可更新资源(N)为 4.61×10^{24} sej, 购入的能值(F)为 5.63×10^{23} sej, 污染处理能值(W)为 1.64×10^{21} sej, 环境间接损失能值(C)为 3.77×10^{21} sej, 总能值(U)为 5.20×10^{24} sej。

从能值效率的角度, 构建我国有色金属采选业能值分析指标体系(表4)。

从可持续发展角度看, 能值产出率(EYR)指系统产出的能值与投入能值的比率, 其值越大表明系统的生产效率越高, 对系统的发展越是有利的。当 $EYR < 2$ 时, 表明系统运行并不是一个可持续的生产和开发过程, 产品的能值并没有因为生产活动而增加, 只是消费或者转化的过程^[49]。有色金属采选业的 EYR 为 9.24, 远远大于 2, 表明有色金属采选业的生产效率高, 为高回报行业, 这不仅是由于我国有色金属资源品位高、易开采, 也因为有色金属资源本身具有较高的经济价值。环境承载率(ELR)是系统不可更新资源投入与可更新资源投入的比值, 以反映系统所带来的环境压力与当地环境承载力水平的比较。一般 $ELR < 3$ 时, 表示环境压力较小, 在可承受范围内, $3 < ELR < 10$ 时, 为中度负荷状态, 而 $ELR > 10$ 时, 表示为高负荷状态, 已经超过当地自然生态系统的承载力水平^[52]。有色金属采选业的 ELR 为 238, 出现了极端大值, 表示在较小的研究区域内, 消耗了大量的不可更新资源。可持续发展指数(ESI)为能值产出率与环境负载率之比, 表示单位环境负荷的系统生产效率。通常当 $ESI < 1$ 时, 表明生产活动对环境压力较大, 生产效率较低, 处于不可持续的水平; 当 $1 < ESI < 10$ 时, 表明系统处于可持续发展阶段^[53]。本文采用的改进可持续发展指数 ESI, 考虑了直接和间接生态损失能值, 更能客观全面的反映有色金属采选业的可持续发展能力。有色金属采选业的 ESI 为 0.039, 远远小于 1, 说明虽然生产效率较高, 但是对当地的环境压力大, 导致其可持续发展水平低。生态补偿指数(ETI)为生态环境输入能值除以系统总能值, 表示系统需要的环保投入水平。通过计算, 我国有色金属的 ETI 为 89.18%。综合上述指标分析, 从行业的本质来看, 有色金属采选业过于依赖不可更新资源, 不可更新资源的投入所占比重过大, 为 88.65%, 可更新资源的投入过少, 只有 0.42%, 环境压力超过了资源地生态环境的可承载范围。虽然对有色金属资源的开发和利用不可避免, 但是对生态系统而言, 过量的开发利用造成了资源地生态环境的破坏。

从经济角度看, 我国每吨原矿的生态价值为 5.20×10^{24} sej/吨, 约为 1.66×10^4 元/吨。由表 3 和表 4 可以看出, 废弃物处理能值为 1.64×10^{21} sej, 即直接生态损失。稀释排放的废气所需的大气环境服务能值为 3.09×10^{21} sej, 稀释废水所需的水环境服务为 6.64×10^{20} sej, 固体废弃物排放所引起的生态损失为 1.48×10^{19} sej, 总的间接生态损失为 3.77×10^{21} sej。生态补偿指数(ETI)为 89.18%, 所需要的生态环境补偿费用约为 4.38×10^9 元, 按照年产量 3.65×10^8 吨计算, 每吨矿产的生态补偿价值约为 12 元。一般来说, 生态补偿标准要能够覆盖生态修复治理成本。而我国现阶段的有色金属矿的资源税在 0.4 元/吨—30 元/吨, 稀土矿为 60 元/吨。李国平等^[1]计算出 2010 年我国轻稀土精矿的环境外部成本为 70983 元/吨, 而企业实际缴纳的费用约为 177.21 元/吨, 补偿率仅为 0.25%。由此可见, 目前矿产业收取的生态补偿费用远低于生态恢复的实际治理费用。因此不同地区政府部门有必要根据各自地区的资源禀赋和开采条件利用能值理论确定更加合理的生态补偿标准。

表 3 2012 年有色金属采选业能值流量

Table 3 Summary of Emergy flows of Chinese non-ferrous metal mining sector in 2012

项目 Item	解释 Explanation	能值/sej Emergy
R	可更新资源	2.18×10^{22}
N	不可更新资源	4.61×10^{24}
I	输入资源	6.32×10^{22}
L	劳动力	2.60×10^{22}
S	服务	4.74×10^{23}
F	购入能值	5.63×10^{23}
W	环境直接损失能值(污染处理能值)	1.64×10^{21}
Em _a	大气污染稀释能值	3.09×10^{21}
Em _w	水污染稀释能值	6.64×10^{20}
Em	生态服务支持能值	3.75×10^{21}
EL	固体废弃引起的生态损失能值	1.48×10^{19}
C	间接生态损失能值	3.77×10^{21}
U = R + N + F + W + C	总能值	5.20×10^{24}

表 4 有色金属采选业能值评价指标

Table 4 Energy indicators of Chinese non-ferrous metal mining sector

项目 Item	指标名称 Indicators	计算方法 Equations	结果 Results
1	可更新资源输入比例/%	R/U	0.42
2	不可更新资源输入比例/%	N/U	88.65
3	购入能值输入比例/%	F/U	10.82
4	能值产出率(Energy Yield Ratio, EYR)	U/F	9.24
5	环境承载率(Environmental Loading Ratio, ELR)	(N+F+W+C)/R	238
6	可持续发展指数(Energy index of sustainability, ESI)	EYR/ELR	0.039
7	生态补偿指数(Ecological compensation index, ECI)/%	(R+N+W+C)/U	89.18

3 讨论与结论

本文采用能值分析方法,对我国有色金属资源开采活动中的资源投入和环境服务进行了核算,量化评估了有色金属采选业造成的生态损失。通过以上分析可以总结出我国有色金属采选业面临着如下两个主要问题:

从生态角度来看,在我国有色金属矿产开采过程中,矿产利用率低,资源浪费现象严重,废弃物排放量大,并且由于资源的过度开采对矿区造成较大的环境压力,可持续发展形式严峻。从经济角度看,虽然有色金属的需求量逐年增加,但近年来我国有色金属的成本价格依旧偏低。这是由于我国尚无针对环境破坏行为课征的环境税种,从而使环境外部成本没有在产品价格上得到体现,即没有真实反映出资源的可耗竭性,也没体现实际的开采成本(如资源耗竭潜在风险损失、矿产资源开采带来的环境成本等),且目前收取的相关环境税费远低于生态恢复的治理费用。有色金属产品供给成本过低导致行业进入门槛极低,企业规模小、数量多、技术水平低,产能急剧扩张,进而导致资源过度开发、生态环境破坏严重,使我国有色金属行业面临着严峻的挑战。因此需要采取生态补偿措施进行调整,以促进有色金属采选业的可持续发展。

有色金属采选业生产过程涉及的要素多、因素复杂,要提高矿山的可持续性发展还需采用多种手段进行综合治理。从宏观角度来说,由于生态补偿是一个社会性的大工程,因此需要以政府为主导,采取鼓励与约束并用的手段,如美国权利金+耗竭补贴、保证金+环境税的复合模式,一方面实行权利金制度和生态环境税费制度来对矿产资源开采的生态环境外部成本进行补偿,同时又采用资源耗竭补贴制度来激励企业技术进步、探寻新的矿藏等。除此之外,由于我国有色金属资源丰富,各资源地政府应根据不同资源禀赋条件制定动态生态补偿标准,实施政策补偿、资金补偿并用的形式,确保生态补偿资金专款专用,以保证生态补偿的整体效果。从微观角度来看,对于企业自身而言,不能采富弃贫、一矿多开、大矿小开。而要加强技术升级,减少采选过程中的资源损耗,提高有色金属资源的总回收率和共伴生矿产资源综合利用率,控制并降低生产环节的各种污染物排放量,从‘末端治理’转向‘源头治理’。

有色金属资源属于不可再生资源。随着有色金属资源的使用量逐年上升,相对的我国有色金属资源保障年限逐年降低。从长远角度来看,需要大力发展循环经济,通过城市矿山等有色金属资源回收渠道建立有色金属再生市场,提高再生有色金属的市场占有率,是解决我国有色金属资源不足和减少由于开采活动带来的环境问题的有效途径。

参考文献(References):

- [1] 李国平. 矿产资源有偿使用制度与生态补偿机制. 北京: 经济科学出版社, 2014: 1-2.
- [2] 林彪. 矿山污染及环境破坏问题的思考. 中国环境管理, 2010, (4): 44-46.
- [3] 李国平, 李潇, 萧代基. 生态补偿的理论标准与测算方法探讨. 经济学家, 2013, (2): 42-49.
- [4] 杨光梅, 闵庆文, 李文华, 甄霖. 我国生态补偿研究中的科学问题. 生态学报, 2007, 27(10): 4289-4300.

- [5] 黄锡生. 矿产资源生态补偿制度探究. 现代法学, 2006, 28(6): 122-127.
- [6] Larson J S, Mazzarese D B. Rapid assessment of wet lands: history and application to management // Mitsch W J, ed. Global Wetlands: Old World and New. Amsterdam in Netherland: Elsevier, 1994, (6): 23-636.
- [7] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [8] Xie R R, Pang Y, Li Z, Zhang N H, Hu F J. Eco-compensation in multi-district river networks in North Jiangsu, China. Environmental Management, 2013, 51(4): 874-881.
- [9] 段靖, 严岩, 王丹董, 董正举, 代方舟. 流域生态补偿标准中成本核算的原理分析与方法改进. 生态学报, 2010, 30(1): 221-227.
- [10] 李芬, 李文华, 甄霖, 黄河清, 魏云洁, 杨莉. 森林生态系统补偿标准的方法探讨--以海南省为例. 自然资源学报, 2010, 25(5): 735-745.
- [11] Li Z L, Liu M H, Zhao Y, Liang T, Sha J, Wang Y Q. Application of regional nutrient management model in Tunxi catchment: In support of the trans-boundary eco-compensation in eastern China. CLEAN-Soil, Air, Water, 2014, 42(12): 1729-1739.
- [12] 文琦. 中国矿产资源开发区生态补偿研究进展. 生态学报, 2014, 34(21): 6058-6066.
- [13] 陈传明. 福建武夷山国家级自然保护区生态补偿机制研究. 地理科学, 2011, 31(5): 594-599.
- [14] 王昌海, 崔丽娟, 毛旭锋, 温亚利. 湿地保护区周边农户生态补偿意愿比较. 生态学报, 2012, 32(17): 5345-5354.
- [15] 张印, 周羽辰, 孙华. 农田氮素非点源污染控制的生态补偿标准--以江苏省宜兴市为例. 生态学报, 2012, 32(23): 7327-7335.
- [16] 张翼飞, 陈红敏, 李瑾. 应用意愿价值评估法, 科学制订生态补偿标准. 生态经济, 2007, (9): 28-31.
- [17] Liu M C, Xiong Y, Yuan Z, Min Q W, Sun Y H, Fuller A M. Standards of ecological compensation for traditional eco-agriculture: Taking rice-fish system in Hani terrace as an example. Journal of Mountain Science, 2014, 11(4): 1049-1059.
- [18] Engel S, Pagiola S, Wunder S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. Ecological Economics, 2008, 65(4): 663-674.
- [19] 刘春腊, 刘卫东, 陆大道. 1987-2012 年中国生态补偿研究进展及趋势. 地理科学进展, 2013, 32(12): 1780-1792.
- [20] Li F, Liu X S, Zhao D, Wang B B, Jin J S, Hu D. Evaluating and modeling ecosystem service loss of coal mining: A case study of Mentougou district of Beijing, China. Ecological Complexity, 2011, 8(2): 139-143.
- [21] 赵来军, 胡月, 黄炜. 引入生态修复技术的太湖流域生态补偿方案. 系统工程, 2012, 30(3): 111-116.
- [22] Trepel M. Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. Ecological Complexity, 2010, 7(3): 320-326.
- [23] Geng Y, Liu Z X, Xue B, Dong H J, Fujita T, Chiu A. Emergy-based assessment on industrial symbiosis: a case of Shenyang Economic and Technological Development Zone. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(23): 13572-13587. (本条文献与第 31 条文献重复,请核实)31 条文献已修改。
- [24] Odum H T. Systems Ecology. New York: John Wiley and Sons, 1983.
- [25] 严茂超, Odum H T. 西藏生态经济系统的能值分析与可持续发展研究. 自然资源学报, 1998, 13(2): 116-125.
- [26] Hu H, Zhang X H, Lin L L. The interactions between China's economic growth, energy production and consumption and the related air emissions during 2000-2011. Ecological Indicators, 2014, 46: 38-51.
- [27] Dong X B, Ulgiati S, Yan M C, Zhang X S, Gao W S. Energy and eMerger evaluation of bioethanol production from wheat in Henan Province, China. Energy Policy, 2008, 36(10): 3882-3892.
- [28] Cavalett O, De Queiroz J F, Ortega E. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil. Ecological Modelling, 2006, 193(3-4): 205-224.
- [29] 刘耕源, 杨志峰, 陈彬, 张妍, 张力小. 基于能值分析的城市生态系统健康评价--以包头市为例. 生态学报, 2008, 28(4): 1720-1728.
- [30] Geng Y, Zhang L M, Chen X D, Xue B, Fujita T, Dong H J. Urban ecological footprint analysis: A comparative study between Shenyang in China and Kawasaki in Japan. Journal of Cleaner Production, 2014, 75: 130-142.
- [31] 陈超. 基于能值分析的区域绿色 GDP 核算研究[D].大连:大连理工大学,2007.
- [32] 康文星, 王东, 邹金伶, 胡燕平, 崔莎莎. 基于能值分析法核算的怀化市绿色 GDP. 生态学报, 2010, 30(8): 2151-2158.
- [33] 毛德华, 胡光伟, 刘慧杰, 李正最, 李志龙, 谭子芳. 基于能值分析的洞庭湖区退田还湖生态补偿标准. 应用生态学报, 2014, 25(2): 525-532.
- [34] 付意成, 高婷, 闫丽娟, 张爱静, 阮本清. 基于能值分析的永定河流域农业生态补偿标准. 农业工程学报, 2013, 29(1): 209-217.
- [35] 苏浩. 基于生态足迹和生态系统服务价值的河南省耕地生态补偿研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2014.
- [36] 王辉. 煤炭开采的生态补偿机制研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2012.
- [37] 张攀, 耿勇, 陈超. 基于能值分析的产业集聚区生态经济绩效评价研究. 管理学报, 2008, 5(2): 243-249.

- [38] 隋春花, 蓝盛芳. 城市生态系统能值分析(EMA)的原理与步骤. 重庆环境科学, 1999, 21(2): 13-15.
- [39] 连达军, 汪云甲. 基于场论的矿区生态环境采动累积效应研究. 中国矿业, 2011, 20(5): 49-53, 62-62.
- [40] Ulgiati S, Brown M T. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions; The case of electricity production. *Journal of Cleaner Production*, 2002, 10(4): 335-348.
- [41] 中华人民共和国环境保护部大气环境质量标准. [2015-02-10]. http://kjs.mep.gov.cn/hjbhbz/bzwb/dqhjbh/dqhjzlbz/201203/t20120302_224165.htm.
- [42] 中华人民共和国环境保护部地表水环境质量标准. [2015-02-10]. http://kjs.mep.gov.cn/hjbhbz/bzwb/shjbh/shjzlbz/200206/t20020601_66497.htm.
- [43] Zhang H, Keoleian G A, Lepech M D, Kendall A. Life-cycle optimization of pavement overlay systems. *Journal of Infrastructure Systems*, 2010, 16(4): 310-322.
- [44] Reza B, Sadiq R, Hewage K. Emery-based life cycle assessment (Em-LCA) for sustainability appraisal of infrastructure systems; A case study on paved roads. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2014, 16(2): 251-266.
- [45] Odum H T. *Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making*. New York: John Wiley, 1996: 15-163.
- [46] Odum H T. *Hand book of Emery Evaluation: A Compendium of Data for Emery Computation Issued in a Series of Folios, Folio#2: Emery of Global Processes*. University of Florida, Gainesville, FL.: Center for Environmental Policy, University of Florida, 2000. <http://www.emergysystems.org/folios.php>.
- [47] Brown M T, Ulgiati S. Updated evaluation of exergy and emery driving the geobiosphere; A review and refinement of the emery baseline. *Ecological Modelling*, 2010, 221(20): 2501-2508.
- [48] Lou B, Ulgiati S. Identifying the environmental support and constraints to the Chinese economic growth-An application of the Emery Accounting method. *Energy Policy*, 2013, 55: 217-233.
- [49] Brown M T, Protano G, Ulgiati S. Assessing geobiosphere work of generating global reserves of coal, crude oil, and natural gas. *Ecological Modelling*, 2011, 222(3): 879-887.
- [50] Bastianoni S, Campbell D E, Ridolfi R, Pulselli F M. The solar transformity of petroleum fuels. *Ecological Modelling*, 2009, 220(1): 40-50.
- [51] NEAD, 2011. National Environmental Accounting Database. University of Florida. [2015-02-10]. <http://www.emergysystems.org/need.phpS>.
- [52] 孙露, 耿涌, 刘祚希, 薛冰, 刘哲, 刘竹. 基于能值和数据包络分析的城市复合生态系统生态效率评估. *生态学杂志*, 2014, 33(2): 462-468.
- [53] Cao K, Feng X. Distribution of emery indices and its application. *Energy & Fuels*, 2007, 21(3): 1717-1723.