



生命周期视角下中国环境影响货币化方法构建及其应用

王秦裕¹, 黄蓓佳^{1,2,✉}, 王钰越¹, 王瑶^{1,2}, 龙宇琼¹, 王湘锦¹

1. 上海理工大学环境与建筑学院, 上海 200093; 2. 上海非碳基能源转换与利用研究院, 上海 200240

摘要 开展基于区域特点的环境外部性成本的量化对支持可持续技术至关重要。当前我国尚未形成广泛推广应用的本地化环境影响货币化评估方法, 现有研究中对部分指标的考量因素仍不够全面、特征物质缺乏代表性, 致使部分指标准确性和通用性欠佳。因此, 基于生命周期的 ReCiPe 方法, 结合市场价值法和环境税法, 优化了陆地生态毒性 (TET) 等 7 个环境指标的中国本地化货币权重因子。该方法通过结合中国标准化因子数据库, 对气候变化 (CC)、颗粒物形成 (PMF)、陆地酸化 (TA)、化石消耗 (FD)、金属资源消耗 (MRD) 纳入了不同物质对环境指标的影响贡献占比; 考虑资源枯竭率、资源存量和产量等关键因素对 MRD 和 FD 的影响, 提高了货币化因子的准确性和实用性。并更换 TET 和水资源消耗 (WC) 的特征物质——采用 1,4-二氯苯和工业用水——提高了 TET 和 WC 货币化因子在各个领域的适用性。结果显示, MRD 的货币化权重因子最高 (8.77 元·kg⁻¹Cu eq. (铜当量)), FD 最低 (0.30 元·kg⁻¹oil eq. (原油当量)), 揭示了资源消耗货币化结果与资源禀赋和市场价格之间的密切关系。为促进清洁能源的可持续发展, 以铜钢镓硒 (CIGS) 报废光伏板回收为案例, 开展了外部性成本分析。CIGS 光伏板回收的外部性成本在 9.16~20.67 元·m⁻² 之间, 硫酸和燃煤发电对 TET 以及 CC 的外部性成本较大, 建议采用环保试剂和绿电降低成本。研究结果为完善中国环境影响货币化因子的评估体系提供了新的视角和方法, 同时促进光伏废弃物回收管理。

关键词 生命周期评估; 货币权重因子; 货币化; 标准化; 铜钢镓硒光伏板回收

生命周期评估 (LCA) 研究使用特征化因子将物质资源提取和材料排放转化为有限数量的环境影响得分^[1-2]。环境影响货币化, 作为 LCA 中的一种加权方法, 能够将环境指标与经济指标相联系。此方法通过将环境影响转换成可以直观判断的货币单位^[5-7], 使得不同影响类别能够横向比较^[3-4]。从而有助于某项生产、流程和活动的环境外部性成本和可持续性评估。

现有的货币化方法包括直接市场法、显示偏好法、陈述偏好法、效益转移法和成本效益分析^[8-10]。一些学者还研究了基于 LCA 的货币权重因子。例如, 环境优先策略 (EPS) 方法^[11] 和 Ecoindicator 方法^[12] 是针对终点环境影响类别的权重方法, 接着是 Ecotax 方法^[13] 和建筑环境性能分析系统 (BEPAS) 方法^[14] 针对中点环境影响类别。阴影价格法能反映资源真实价值, 但预测未来资源稀缺性和市场变动难度大^[15-16]; 边际减排成本法专注于特定污染物减排成本, 却忽视了环境影响的全面性^[17-18]; 环境税和市场价格直接反映经济成本和收益, 但单一的环境税或市场价格法未能充分考虑环境影响的间接成本和长期效应; 物理损害成本关注环境破坏的直接影响; 而经济损失成本则关注对经济发展的影响, 如 GDP 损失。中国本土化的货币化研究方面, CHEN 等^[19] 收集了中国国内的排放和资源开采清单, 并进行了必要的数据库外推, 然后根据国际模型 ReCiPe2016 计算了中国的归一化因子。该研究建立的中国生命周期影响评价标准化因子数据库, 量化了各类物质对环境指标的影响贡献比例, 但研究未进行货币化权重因子的计算。LIU 等^[20] 基于《中华人民共和国环境保护税法》(以下简称环境税法) 开发了一套中国货币化方法并对浙江省农村废弃物处理作为案例进行了研究。但在部分指标上考虑因素不够全面, 导致该方法的适用领域不够广泛。譬如, 未考虑氨气 (NH₃) 对细颗粒物形成 (PMF) 和陆地酸化 (TA) 指标的贡献; 化石消耗 (FD) 和金属资源消耗

收稿日期: 2024-12-26 录用日期: 2025-04-01

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (71974129、52370197)

第一作者: 王秦裕 (1997—), 女, 硕士研究生, 研究方向为全生命周期评价、可再生能源废弃物管理, wqywy929@163.com

✉通信作者: 黄蓓佳 (1984—), 女, 教授, 研究方向为全生命周期评价、产业生态、低碳与可持续发展, ywhbjia@163.com

(MRD) 未从资源枯竭率、矿产资源稀缺度的角度进行考量; 气候变化 (CC) 仅考虑了 CO_2 的减排成本, 忽略了其他温室气体对全球变暖潜势的贡献; 陆地生态毒性 (TET) 和水资源消耗 (WC) 以磷肥施用强度和居民用水作为特征物质货币化因子, 能够较准确地反映农业生产活动对环境的潜在影响, 但在工业领域并不完全适用, 工业生产过程中的环境影响因素与农业领域存在显著差异, 如工业排放的化学物质种类、排放量以及对环境的影响机制等, 都与农业磷肥施用和居民用水有着本质的不同。中国尚未广泛建立自己本土化的环境影响货币权重因子, 许多中国学者因此倾向于借鉴欧洲的支持意愿 (WTP) 数据作为参考。此外, 目前环境影响货币化方法在应对区域现实环境、不同领域的应用需求以及全面考量各类环境影响因素等方面仍存在诸多不足。

鉴于全球对可再生能源的迫切需求, 光伏作为清洁能源的关键技术, 其回收过程中的环境影响评估有助于促进可再生能源可持续发展。通过量化太阳能光伏板回收过程的外部性成本, 可为洞察光伏回收过程中的环境成本赋予一个清晰的经济视角。这种评估不仅有助于光伏行业的内部管理和优化, 且可为其他可再生能源技术环境影响评估提供参考。截至 2023 年, 铜铟镓硒 (CIGS) 薄膜太阳能光伏电池板, 作为一种高效、灵活的能源转换技术, 其全球装机容量已超过 12 GW^[21]。CIGS 光伏板的活性层由铜、铟、镓和硒组成, 这些元素的高效利用和回收对于确保经济可行性和环境可持续性至关重要^[22-23]。特别是铟 (2 560~2 600 元·kg⁻¹) 和镓 (2 275~2 625 元·kg⁻¹) 等有价值的元素, 其回收不仅关系到资源的可持续利用, 也是实现循环经济的关键环节^[24]。已有研究探索了废 CIGS 的回收技术, 以更高的提取效率回收有价值的金属^[25-27]。然而, 很少有研究分析这些回收方法的环境影响, 尤其关于 CIGS 光伏板回收的外部性成本在中国的分析在很大程度上缺失^[28-30]。

针对以上研究情况, 为建立并进一步优化中国本土的货币化方法, 并提高环境影响货币化评估的准确性, 本研究根据中国当前的环境现状和发展特点、污染控制管理措施以及环境治理成本, 评估了与中国民众支付意愿相符的环境影响货币权重因子。并通过 CIGS 光伏板废弃物回收的案例研究, 展示其应用。本研究为建立和完善适合中国国情的本土化货币化方法提供了新的视角、方法和建议, 并对 CIGS 光伏板在中国区域回收过程中的外部性成本进行了分析, 为光伏行业的废弃物管理和可持续发展提供了科学依据和有力的决策支持工具支持。

1 材料与方法

1.1 货币化研究方法

1) 生命周期评价。ReCiPe 是生命周期评估 (LCA) 方法中包含最广泛且涉及最多的中点环境影响类别的方法, 分别包括 18 个中点指标和 3 个终点指标^[2]。由于 ReCiPe 的中点法与环境流更为密切相关, 其参数的不确定性低于终点法^[2]。本研究对 ReCiPe 中点环境影响指标中的 PMF、TA、TET、CC、WC、FD、MRD 这 7 个关键指标, 提出对这部分指标货币化计算方法的优化, 以更准确地反映环境影响的经济价值。

2) 货币化权重因子。本研究的核算方法基于 ReCiPe 的环境影响因子的单位中的特征物质, 分别结合中国的环境税法, 市场价值法, 表 1 为本研究的货币化方法及环境影响类别贡献物质清单。环境保护税还考虑

表 1 货币化方法及环境影响类别贡献物质清单

Table 1 List of monetization methods and substances contributing to environmental impact categories

货币化方法	影响类别	物质组	数据来源
环境税法	PMF	PM2.5、NH ₃ 、NO _x 、SO ₂	中国31省环境税定价、[56]
	TA	NH ₃ 、NO _x 、SO ₂	
	TET	1,4-二氯苯	中国31省环境税定价
市场价值法	WC	工业用水	[35]
	FD	原油、天然气、硬煤	[19]
	MRD	铁矿石、钢铁 (粗钢)、精炼铜、氧化铝、电解铝、铅、锌、金、稀土 (氧化物)、钨 (三氧化钨)、锡、钼、锑	[57-59]
环境税法耦合市场价值法	CC	CO ₂ 、CH ₄ 、CO、NO _x 、氟化物	中国31省环境税定价、[19]、[55]

了每种污染物的环境承载力、当地企业的单位治污费用、区域经济建设水、各区域生态环境的基本素质、污染物的排放状况以及环境保护的要求。本研究对 PMF、TA、TET，以及 CC 中的氮氧化物和氟化物的环境影响货币修正因子使用环境税法进行量化。对于未纳入环境税法的特征物质，本研究采用市场价值法来计算它们的外部成本，如 CC 中的 CO₂、CH₄ 以及 FD、MRD、WC。此外对 PMF、TA、CC、FD、MRD 的环境指标，纳入了不同特征物质的影响贡献占比，对 FD 和 MRD 考虑了资源稀缺度和资源枯竭率的影响因素。不仅考虑了环境影响的直接成本和间接成本，还纳入了长期效应和人类健康、生态系统服务的价值。

本研究对 CC、FD、TA、PMF 和 MRD 的贡献百分比 (f_r) 使用 CHEN 等^[19] 所建立的中国 LCA 标准化因子数据库中的数据，该研究通过收集中国的排放和资源开采清单，量化的 18 个环境影响类别的物质贡献比例，具体的计算公式如式 (1) 所示。

$$f_r=\frac{CF_r\times E_r}{\sum(CF_r\times E_r)}$$

(1)

式中： f_r 为 r 类污染物环境影响潜势贡献比； CF_r 为 r 类污染物在 Recipe 中的特征化因子； E_r 为 r 类污染物在中国的排放量，kg 污染物当量，或影响物质在中国的储量，kg。

税收与环境影响类别之间在某些情况下存在直接或间接的联系^[31]，环境税征收的费用与污染物当量 (eq.) 和具体的税额有关。由于中国的税额在不同地区有所差异，因此在实际操作中可以根据当地的税额进行计算。表 2 列出了中国 31 个省和城市的污水污染物排放量和空气污染物排放量的税标准，水和空气污染物税的价值范围是 1.2~14·污染物当量⁻¹^[32]。其中，河北和北京的水和空气污染税额最高，天津等 17 个省市环境税额最低，空气污染物税额均价为 3.0 元·污染物当量⁻¹，水污染物税额均价为 3.2 元·污染物当量⁻¹。根据《环境税法》，ReCiPe 中 PMF、TA、TET、CC 的环境影响类别的污染物质当量值见表 2。

表 2 国家区域水和空气污染物环境税

Table 2 Environmental tax rates for water and air pollutants across different provinces (cities) in China

省（自治区、直辖市）	水污染物税额/ （元·污染物当量 ⁻¹ ）	省（自治区、直辖市）	大气污染物税额/ （元·污染物当量 ⁻¹ ）
天津、上海、山东、辽宁、浙江、吉林、江西、福建、湖北、安徽、陕西、新疆、黑龙江、西藏、甘肃、青海、宁夏	1.4	天津、上海、山东、辽宁、浙江、吉林、江西、福建、湖北、安徽、陕西、新疆、黑龙江、西藏、甘肃、青海、宁夏	1.2
山西	2.1	广东、广西、山西	1.8
广东、四川、贵州、广西、内蒙古、海南、	2.8	湖南、海南、贵州	2.4
重庆、湖南	3.0	云南、内蒙古	2.8
云南	3.5	江苏、河南	4.8
河南、江苏	5.6	重庆	3.5
河北	11.2	四川	3.9
北京	14.0	河北	9.6
—		北京	12.0

注：数据根据中国31省环境税定价整理^[32]。

公式 (2)~(3) 是用来计算环境影响的货币权重因子的公式，对于 PMF、TA 指标，考虑的污染物包括 PM2.5、NH₃、NO_x、SO₂，各污染物的 f_r 如图 1 中所示。对于 TET 指标，本研究选择 1,4-二氯苯（1,4-DCB）作为陆地生态毒性（TET）指标的特征污染物进行量化分析。1,4-DCB 作为 TET 指标的参考物质，能够更精确、直接地衡量生产活动对陆地生态系统毒性的潜在影响，进而更准确地评估其对环境的经济价值。

$$P_r=\frac{S_r}{Q_r}$$

(2)

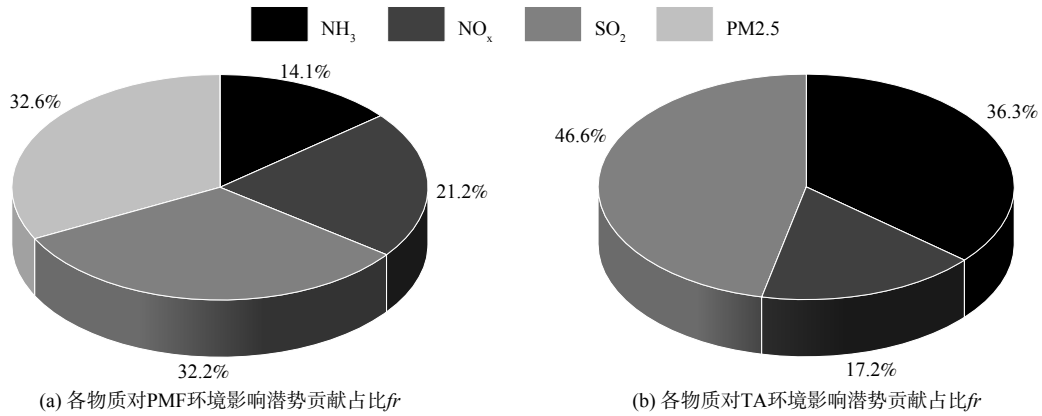


图1 各物质对PMF（细颗粒物形成）和TA（陆地酸化）环境影响潜势贡献占比^[19]

Fig. 1 Contribution ratios (f_r) of Various Substances to the environmental impact potential of particulate matter formation (PMF) and terrestrial acidification (TA)

$$Mf_r = \sum (\bar{P}_r \times f_r) \quad (3)$$

式中： Mf_r 为 r 类污染物货币化因子，元·(当量物质)⁻¹； $\bar{P}_r$ 为货币修正因子，元·kg⁻¹； S_r 为中国31省 r 类污染物环境税，元·(污染物当量)⁻¹； Q_r 为 r 类污染物当量，kg。

由于一些污染物未被纳入环境税法以及部分指标中的特征物质不属于污染物，如MRD、WC、FD，本研究采用市场价格法来计算这3项环境指标的货币化因子。通过指标特征物质在商业市场中交易的平均经济价值^[53-54]进行量化计算。这些环境影响类别的货币权重因子如下。

①关于气候变化(CC)，本研究根据中国的碳排放交易市场的在线配额交易量和交易价值计算平均价格。截至2024年11月5日，中国碳市场已累计实现 5×10^8 t的碳交易量和 302×10^8 元的交易额^[33]。CC指标中CO₂排放当量的货币因子计算为60.35元·t⁻¹。根据联合国气候变化框架公约(UNFCCC)^[19,55]中提取的CO₂、CH₄当量排量，CH₄的温室效应潜势为CO₂的25倍。此外，本研究还考虑了NO_x和氟化物(HFCs)对气候变化的贡献，这2类物质的温室效应潜势通过中国环境税以及污染物当量计算得出的(见表3)。鉴于气候变化中涉及的其他污染物种类繁多(但占比仅为0.32%)，均未被纳入中国环境税体系，本研究将这些未被计税的其他污染物的温室效应潜势等同于甲烷进行计算。各类物质对CC的影响潜势贡献占比(f_r)见表4，CC货币化权重因子的计算公式见式(4)~(6)。

表3 污染物当量值

Table 3 Equivalent values of pollutants 污染物当量·kg⁻¹

NH ₃	NO _x	氟化物	SO ₂	1,4-二氯苯	颗粒物
9.09	0.95	0.87	0.95	0.02	4.00

注：数据来源于《中华人民共和国环境保护税法》^[32]。

表4 各物质对气候变化影响潜势贡献占比

Table 4 The contribution ratios of various substances to climate change impact potential

CO ₂	CH ₄	NO ₂	HFCs	其他
75.14%	13.20%	4.53%	6.81%	0.32%

注：根据CHEN等^[19]研究和联合国气候变化框架公约(UNFCCC)^[55]整理。

$$P(\text{CO}_2) = \frac{C_{TC}}{C_T} \quad (4)$$

$$P(\text{和其他污染物}) = 25 \times P(\text{CO}_2) \quad (5)$$

$$Mf_{CC} = \sum (\bar{P}_r \times f_r) \quad (6)$$

式中： C_{TC} 为碳交易市场开放以来CO₂总交易额，元； C_T 为碳交易市场开放以来CO₂总成交量，t。

②矿产资源消耗(MRD)的货币化特征金属的选择至关重要。ReCiPe矿产资源稀缺度的中点指标为剩余矿石潜力(SOP)，以千克铜当量(kg Cu eq.)衡量。矿产资源的一次开采将导致矿石品位的总体下降，

这意味着该资源在世界范围内的矿石中的“浓度”下降，这种机制反过来又将增加开采每千克矿产资源产生的矿石量，SOP 表征的是未来的所有矿产资源经过开采而导致产生的额外矿石量^[63]。各类矿产资源对环境影响的贡献占比 (f_r) 见表 5，通过 f_r 以确保货币化评估能够准确反映不同矿产资源对环境的真实影响。其中，金 (Au) 作为一种贵金属，在工业应用中相对较少，其主要用途集中在首饰制造、电子工业、牙科、航空航天以及某些高端技术领域。为防止其价格对 MRD 的影响可能被过度放大，可根据研究对象的具体特性来决定是否将金纳入考虑范围。对于不涉及金投入的工业过程，可以选择其他具有代表性的矿产资源作为特征污染物，以更准确地反映该工业活动对 MRD 的影响。例如，在 CIGS 光伏板回收过程，鉴于 Au 在该类光伏板以及回收这一过程中的使用几乎可以忽略不计，本研究选择不将 Au 纳入考虑范围而采用铜 (Cu) 作为特征污染物进行替代。Cu 在 CIGS 光伏板的制造中占有重要地位，且 Cu 被作为 MRD 的特征物质。化石消耗 (FD) 指标中，硬煤、原油和天然气对该指标的影响潜势贡献比分别为 96.20%、3.15% 和 0.66%。FD 也属于资源消耗情况的量化评估，本研究中其计算公式同 MRD，以确保评估的系统性和可比性。MRD 和 FD 的货币化因子计算见式 (7)，该公式考虑了矿产资源的枯竭率、储备、生产、市场价和贴现率。这种方法通常用于评估矿产资源的经济价值，特别是在考虑资源的可持续利用和未来收益的限值^[34]。

$$Mf_{i,j} = \left(\frac{1}{1+r} \right)^{\frac{R_{i,j}}{P_{i,j}}} \times V_i \quad (7)$$

式中： $Mf_{i,j}$ 是资源类型 i 在采矿国家 j 的用户成本基础的矿产资源货币化加权因子，元·(当量物质)⁻¹； $R_{i,j}$ 是资源类型 i 在采矿国家 j 的储备量，kg； $P_{i,j}$ 是资源类型 i 在采矿国家 j 的生产量，kg； $R_{i,j}$ 和 $P_{i,j}$ 的数据取自《中国统计年鉴 2024》中对 2023 年的统计数据^[57-59]； r 是贴现率，用于将未来的收益折现到当前价值； V_i 是资源类型 i 的市场价格，元。

表 5 各类矿产资源对矿产资源稀缺度影响潜势贡献占比

Table 5 Contribution proportions of various mineral resources to the potential impact of mineral resource scarcity

铁矿石	钢铁 (粗钢)	精炼铜	氧化铝	电解铝	铅	锌	金	稀土 (氧化物)	钨 (三氧化钨)	锡	钼	锑
51.00%	30.03%	3.52%	3.77%	2.04%	1.63%	0.62%	0.98%	0.32%	0.63%	0.55%	4.84%	0.08%

注：根据 CHEN 等^[19]研究整理。

③水资源消耗 (WC) 以水消费为特征，以 31 个省市的工业水价作为 WC 的货币化因子，平均水价为 1.83 元·m⁻³^[35]。

1.1.1 不确定性分析

为了评估环境影响货币化结果的不确定性，本研究对 7 个环境影响类别的货币权重因子进行了不确定性分析。目前，存在多种不确定性分析方法，如局部近似法和抽样方法^[36-37]。方差的方法在不确定性分析中应用最为广泛^[38]。与方差相比，标准差不仅与样本数据具有相同的单位，而且反映了数据样本的波动性。本研究采用标准差和方差对 CC、PMF、TA、TET 以及 WC 进行不确定性分析。计算货币权重因子方差的公式见式 (8) 和式 (9)。而 FD 和 MRD 主要受市场价格波动变化的影响，本研究根据市场价格范围对这两个指标计算最大值和最小值。

$$\delta^2 = \frac{1}{n-1} \times \sum_{i=1}^n (\mu_i - \bar{\mu}_i)^2 \quad (8)$$

$$\delta = \sqrt{\frac{1}{n-1} \times \sum_{i=1}^n (\mu_i - \bar{\mu}_i)^2} \quad (9)$$

式中： δ^2 是方差； δ 是标准差，元·(当量物质)⁻¹； n 代表第 i 个环境影响； μ_i 是第 i 个环境影响类别的货币化权重因子，元·(当量物质)⁻¹； $\bar{\mu}_i$ 是第 i 个环境影响的货币化权重因子的平均值，元·(当量物质)⁻¹。

1.2 案例研究

本研究中对 HT、HT1、ME、FE、FET、MET、POF、POF1、IR、OD 和 LU 的货币化权重因子的计

算方法与 LIU 等^[20]一致,在案例分析中直接引用了 LIU 等^[20]的结果进行计算。本研究以 CIGS 光伏板的回收为例,应用中国货币化因子计算了不同回收工艺的环境外部性成本。功能单元为 1 m^2 CIGS 光伏板,系统边界包括 CIGS 光伏板回收阶段以及与回收相关的运输阶段,回收阶段的流程图见图 2。工艺 1^[28]主要采用机械分离,包括浸出和离心提取,尽量减少湿法冶金中化学品的种类,但未单独回收铜和镓,而是将其留在废物混合物中,本研究仅关注该工艺的玻璃和铜的回收。工艺 2^[29]结合机械和湿法冶金,通过电沉积回收铜和镓,但未说明处理模块或回收效率,且无法回收铜。工艺 3^[30]则包括物理分离、酸浸及有价金属的单独回

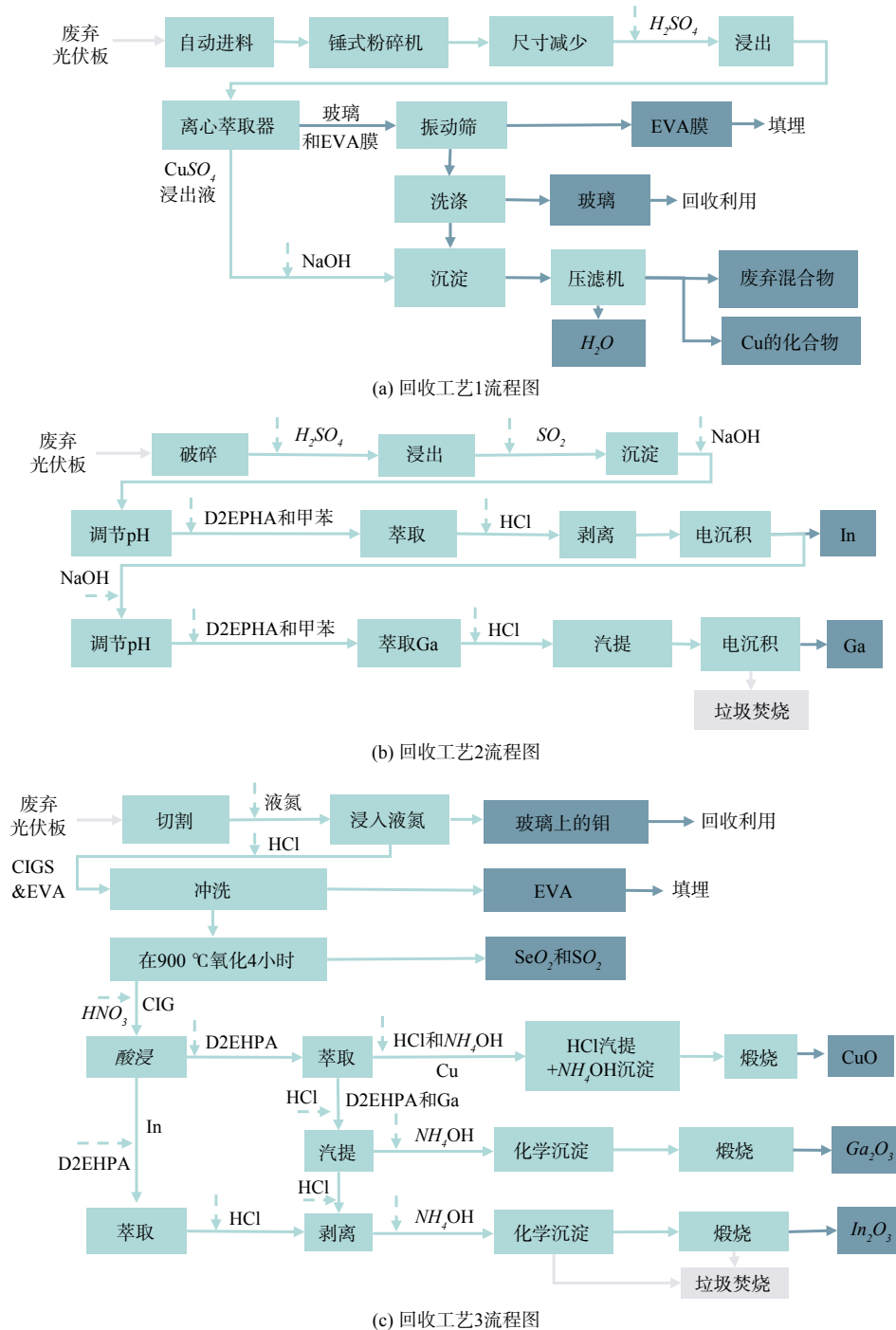


图2 铜铟镓硒光伏板回收工艺流程图

Fig. 2 Process flow diagram of Copper Indium Gallium Selenide solar panels recycling

收。前景数据来自 3 项工艺相关的研究实验数据^[28-30] 和 RAVILLA 等^[39] 的研究, 回收过程的 LCA 建模背景数据来自 Gabi 软件中的数据库, 中点环境影响排放量由 Recipe 计算得到。环境影响货币化外部性成本计算公式见式 (10)。

$$C_{E,i} = M_{f,i} \times CR_i \quad (10)$$

式中: $C_{E,i}$ 为环境影响类别 i 的外部性成本, 元; $M_{f,i}$ 为环境影响类别 i 的货币化权重因子, 元·(当量物质)⁻¹; CR_i 环境影响类别 i 的环境影响特征化结果。

2 结果与讨论

2.1 货币权重因子结果

1) 货币权重因子统计。本研究不仅对 7 个关键环境指标进行了计算和方法优化, 并且通过回顾环境影响货币化的文献, 扩展分析了所有 (18 个) 环境指标的国内外货币化因子结果 (见表 6)。通过这一全面比较, 分析并揭示中国环境货币化权重因子与国际存在的显著差异及其原因。在环境税法下, TET 的货币权重为 3.75 元·(kg 1,4-DCB eq.)⁻¹。这一高权重与 1,4-二氯苯的高毒性和对生态系统的潜在长期影响有关。PMF 的货币权重为 2.69 元·(kg PM_{2.5} eq.)⁻¹。反映了 PM2.5 对人类健康和环境质量的严重影响, 以及社会对于减少 PM2.5 排放的迫切需求。在市场价格法下, MRD 的货币权重为 8.77 元·(kg Cu eq.)⁻¹。矿产资源的不可再生性和开采过程中的环境成本使得其货币权重最高, 强调了矿产资源保护和可持续利用的重要性。

表 6 国内外货币化权重因子结果对比

Table 6 Comparison of monetization weight factor results between domestic and foreign countries

环境影响指标	单位	中国货币化因子		国外货币化因子	
		本研究结果	LIU等 ^[20] 研究结果	最大值	最小值
PMF	元·(kg PM _{2.5} eq.) ⁻¹	2.69	2.93	703.00 ^[40]	278.00 ^[41]
FET	元·(kg 1,4-DCB eq.) ⁻¹	—	160.00	440.00 ^[42]	0.01 ^[43]
FE	元·(kg P eq.) ⁻¹	—	6.16	592.00 ^[44]	15.10 ^[45]
HT	元·(kg 1,4-DCB eq.) ⁻¹	—	1.15	5.92 ^[46]	0.19 ^[45]
HT1	元·(kg 1,4-DCB eq.) ⁻¹	—	0.08	8.07 ^[20]	0.08 ^[47]
MET	元·(kg 1,4-DCB eq.) ⁻¹	—	0.11	98.90 ^[45]	15.0 ^[48]
ME	元·(kg N eq.) ⁻¹	—	0.95	16 500.00 ^[13]	0 ^[20]
POF	元·(kg NO _x eq.) ⁻¹	—	1.92		
POF1	元·(kg NO _x eq.) ⁻¹	—	3.15		
TA	元·(kg SO ₂ eq.) ⁻¹	2.22	3.33	70.40 ^[20]	0.04 ^[11]
TET	元·(1,4-DCB eq.) ⁻¹	3.75	2.66	421.00 ^[42]	86.9 ^[49]
CC	元·(kg CO ₂ eq.) ⁻¹	0.61	0.33	5.29 ^[50]	0.16 ^[45]
FD	元·(kg oil eq.) ⁻¹	0.30	0.17	0.93 ^[20]	0.05 ^[20]
WC	元·m ⁻³	1.83	0.30	1.66 ^[48]	0.04 ^[51]
IR	元·(kBq Co-60 eq.) ⁻¹	—	0.01	0.30 ^[47]	0 ^[20]
MRD	元·(kg Cu eq.) ⁻¹	8.77	3.17	260 000.00 ^[11]	22.80 ^[20]
OD	元·(kg CFC-11 eq.) ⁻¹	—	20.22	5 840.00 ^[11]	244.00 ^[50]
LU	元·m ⁻²	—	0.71	5.57 ^[45]	0.69 ^[45]

注: HT-人类毒性 (癌症); HT1-人类毒性 (非癌症); PMF-细颗粒物形成; TA-陆地酸化; ME-海洋富营养化; FE-淡水富营养化; TET-陆地生态毒性; FET-海洋生态毒性; MET-海洋生态毒性; POF-光化学氧化剂形成 (生态系统); POF1-光化学氧化剂形成 (人类健康); IR-电离辐射; CC-气候变化; OD-臭氧消耗; FD-化石消耗; MRD-金属资源消耗; WC-水消耗; LU-土地利用。

CC 的货币权重为 $0.61 \text{ 元} \cdot (\text{kg CO}_2 \text{ eq.})^{-1}$ ，鉴于当前环境税体系尚未全面覆盖 CC 指标中所有温室气体污染物，本研究采用了环境税法和市场价值法相耦合的货币化方法。而中国的环境税制和碳交易市场起步较晚^[33]，这一客观情况会使得 CC 的货币化因子在表征其真实经济成本方面稍显不足。

比较国内外货币化权重因子差异发现，除了 PMF、OD 和 MRD 的货币化结果要比国际模型中的最小值更低之外，中国的货币化因子均介于国际模型的最大和最小值范围内。但整体而言，大部分指标的货币化结果均表现出偏低特征，譬如 CC、HT、FD 等指标。这是因为国际模型中，对于 PMF、OD、CC 和 HT 这类由污染物引起环境影响的指标，是从伤残调整寿命年和寿命损失年转换而来的。而基于环境损害成本的货币化结果大多高于基于减排目标成本的货币化结果（5~300 倍）。这意味着修复已经造成的环境损害通常比预防这些损害需要更多的资金，这一发现和 LIU 等^[20]的研究发现相一致。MRD 的中国货币化因子低于其他模型，以及 FD 偏低的主要原因在于中国与其他国家在经济发展水平上的差异性。譬如，中国的经济结构、能源价格、市场机制以及环境政策，这些因素共同作用于环境影响的货币化评估。中国的经济结构以制造业和重工业为主，也导致对矿产资源和能源的依赖程度较高，从而降低了单位资源消耗的货币化因子。其次，中国的能源价格受到政府调控的影响较大^[60-62]，这使得化石燃料消耗的货币化因子低于市场自由定价的国家。

在环境影响货币化领域，国内研究尚处于发展阶段。本研究与 LIU 等^[20]的工作进行了对比，发现两者在评估方法和结果上存在差异。LIU 等^[20]在 TET 的货币化因子计算中，量化了磷肥施用强度的影响，此方法在特定地区和农业领域会更为精确，但对于寻求普适性指标的评估，1,4-DCB 作为参考物质会更适宜。尤其在光伏回收等工业领域，磷肥施用强度易低估化学品对 TET 的影响。对于 PMF 和 TA，LIU 等^[20]的研究未充分考虑 NH_3 排放的影响，而 NH_3 对这两个指标的贡献分别高达 14.06% 和 36.26%。忽视 NH_3 排放会过度放大 NO_x 、 SO_2 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的环境影响。在 WC 的货币化因子评估中，采用居民用水价格会低估了工业用水的影响，因为工业用水除了考虑污水处理成本外，对水质要求更严格，价格通常高于居民用水。对于 FD，仅依据原油市场价格评估是无法全面反映其环境成本的。硬煤在 FD 中的贡献高达 96.2%，而原油和天然气的贡献较小，这表明仅通过原油价格不足以代表化石燃料消耗的全面影响。在 MRD 的评估中，铜的贡献仅为 3.52%，仅考虑铜的市场价格和资源税是不够的。根据中国统计年鉴，铁矿石和钢铁（粗钢）在中国的储量和产量远大于铜等其他矿产资源。铁矿石在中国的开储量从 2010 年的 $1.07 \times 10^{12} \text{ kg}$ ^[64] 增长到 2023 年的 $1.69 \times 10^{15} \text{ kg}$ ^[57-58]。而铜在中国的储量在 2010 年和 2023 年分别为 4.57×10^9 ^[64] 和 $1.33 \times 10^{10} \text{ kg}$ ^[57-58]，这亦反映了中国矿产资源及其相关工业产品的结构特征。本研究能从国家各类矿产资源的储量、产量以及矿产资源枯竭和稀缺度的角度量化 MRD 的外部性成本，尤其是在矿产资源依赖性高的行业。

2) 货币权重因子的不确定性分析。货币权重因子的不确定性是由环境税额的不一致性和特征物质交易价格的波动性引起的。不确定性结果如表 7 所示。结果显示，1,4-二氯苯在环境税法下的货币权重显示出较高的不确定性，这是因为 1,4-二氯苯作为一种有毒污染物，其当量值较小，即使环境税在不同省市的定价是微小的变动也将导致货币权重因子造成较为明显的波动。CC 的货币权重具有较低的不确定性，主要原因是 CC 的计算方法耦合了环境税法和市场价值法，其不确定性仅来源于氮氧化物和氟化物在各省市环境税定价不同所造成的差异。而对于部分未纳入环境税法的温室气体，例如 CO_2 、 CH_4 等，本研究采用了市场价格法来量化，以一个宏观层面的视角，考虑全国性政策和市场趋势。具体而言， CO_2 的货币化修正因子基于全国碳市场的总体数据，通过捕捉碳市场的整体动态，来反映全国范围内的碳排放成本。考虑到碳市场的成熟度和稳定性，本研究使用碳市场开放以来的均价。同样使用市场价格法量化的还有 MRD、FD 和 WC，其中，MRD 和 FD 通过市场价格的波动区间提供了一个不确定性范围，反映了各类化石燃料和矿产资源价格的波动

表 7 货币权重因子的标准差、方差及最大最小值

Table 7 Standard deviation, variance, maximum and minimum values of monetary weight factors

环境影响类别	单位	标准偏差	方差	最小值	最大值
CC	$\text{元} \cdot (\text{kg CO}_2 \text{ eq.})^{-1}$	0.33	0.11	—	—
PMF	$\text{元} \cdot (\text{kg PM}_{2.5} \text{ eq.})^{-1}$	2.39	5.70	—	—
TA	$\text{元} \cdot (\text{kg SO}_2 \text{ eq.})^{-1}$	1.98	3.92	—	—
TET	$\text{元} \cdot (\text{kg 1,4-DCB eq.})^{-1}$	3.56	12.88	—	—
WC	$\text{元} \cdot \text{m}^{-3}$	0.53	0.29	—	—
MRD	$\text{元} \cdot (\text{kg oil eq.})^{-1}$	—	—	7.03	10.55
FD	$\text{元} \cdot (\text{kg Cu eq.})^{-1}$	—	—	0.24	0.37

性。WC 的不确定性主要与水资源的地理分布和使用效率差异有关。为了减少环境影响货币化结果的不确定性，需要针对特定地区和时间段计算货币化权重因子。

中国环境影响货币化的结果也显示，不同省份之间相同环境影响类别的权重因子存在差异。这是因为中国的省份具有不同的地形、环境和经济状况，因此在环境税中污染物的价格各异。具体而言，在北京、河北、河南和江苏拥有最高的环境税定价，致使货币修正因子高于其他省市。

中国的环境保护措施正在不断改革，环境税制度从污染收费制度转变而来。在《环境税法》中，如 TET 等环境影响类别的特征物质（1,4-二氯苯）被赋予了所有环境影响类别中较高的价格。然而，环境污染统计数据的缺乏是货币化方法不确定性的原因之一。在实际应用中，货币权重因子需要根据实时市场条件和地区不断更新，以确保货币化结果的准确性和时效性。

2.2 案例研究结果

对 CIGS 光伏板 3 种不同回收工艺的环境影响货币化外部性成本进行分析，3 种回收工艺的外部性总成本分别为 17.66、20.67 和 9.16 元·m⁻²。工艺 3 的外部性成本表现最佳，原因主要是回收工艺的优化使用了更加环保的化学试剂，如氢氧化铵、液氮、D2EPHA（二-（2-乙基己基）磷酸）等环境影响较小的输入材料对 TET 的显著降低。图 3(a) 显示了 3 种回收工艺过程按影响源划分的外部成本明细。对于 3 种工艺，运输的外部性成本贡献占比最小，约 3% 至 7.45%。其中，工艺 1 和工艺 2，回收过程（包括用电、材料输入）的外部成本贡献最大（约 75.94% 至 78.28%），其次是废物处理（约 20% 至 25.85%）。工艺 1 的外部成本来自回收过程中使用化学品氢氧化钠和硫酸的环境影响。工艺 2 回收过程中使用的化学品，主要是氢氧化钠、硫酸、甲苯，以及用于多次电沉积步骤的电力，导致了较高的外部成本。工艺 3 的外部成本主要由回收过程中使用的盐酸（约 26.65%）和废物处理（约 56.60%）所主导。图 3(b) 为 3 种回收工艺按影响类别分类的外部性成本，在所有环境影响类别中，TET 和 CC 的影响成本最高，两者占总外部性成本达到 85% 以上。对于工艺 1 和工艺 2，外部性成本最大的是 TET，分别达到了 70.12% 和 54.10%。其次是 CC，工艺 1 和工艺 2 中分别达到 23.95% 和 36.26%，这是因为回收过程中用电依赖于传统能源发电方式导致的碳排放较高。工艺 3 中由于显著减少了化学试剂的用量 TET 的外部成本显著降低至 2.26 元，占其总环境成本的 24.61%。针对 TET 类别的高外部性成本，建议进一步研究和优化工艺以减少对陆地生态系统的影响，包括采用更环保的化学品（如 D2EPHA）以及减少化学品用量。

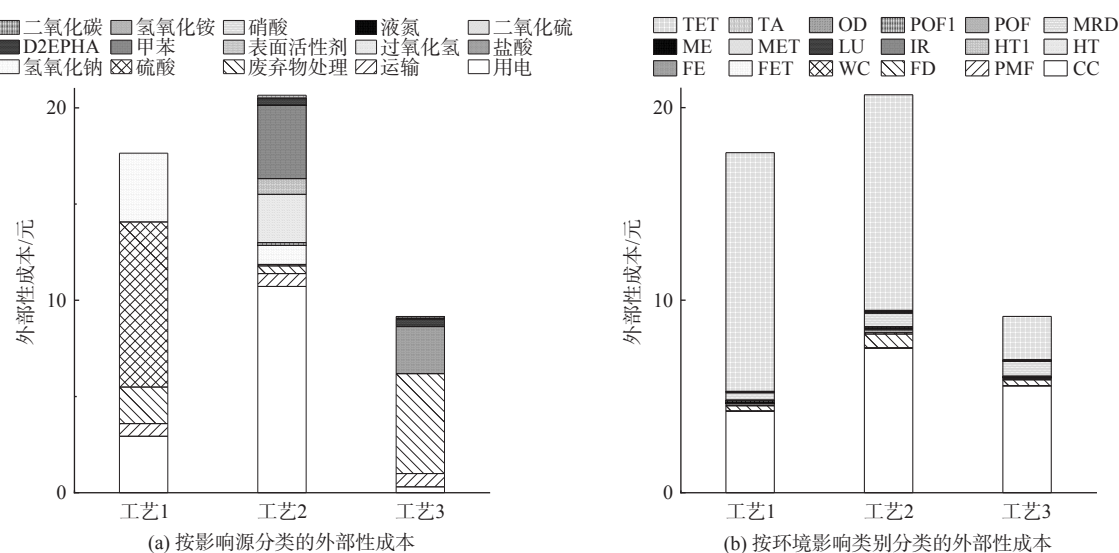


图 3 3 种回收工艺外部性成本

Fig. 3 Externality costs of three recycling processes

目前，有关光伏板外部成本的评估相对有限，据相关报道，晶硅类光伏板回收的外部性成本为 41.75 元·m⁻²。而本研究涉及的 3 种 CIGS 光伏板回收工艺，其外部性成本均低于该数值。造成这一差异的原因在

于回收过程中所采用的化学品及能源投入不同。MARKERT 等^[52]的研究发现,化学用品投入是外部成本的最大来源,这与本研究结果相符。此外,RAVILLA 等^[49]也曾对 CIGS 光伏板的外部性成本进行评估,结果处于 21.98~29.30 元·m⁻² 之间,同样印证了本研究中 CIGS 光伏板回收外部性成本普遍低于国际模型评估结果的情况。

进一步分析,本研究结果呈现上述差异的主要原因在于研究中使用的中国货币化权重因子数值相对较低,这反映出国内在开展生产活动时具备环境成本优势。不过,尽管整体环境成本较低,但对于如 CC、TET 等关键环境指标,仍需给予更多关注,以此推动国内生产活动在环境影响方面实现减量化。同时,研究结果还表明,在中国,减少回收过程中硫酸和电力的用量能够更为显著地降低外部性成本。一方面,硫酸对 TET 会产生较高的环境影响,由于 TET 指标以 1,4-二氯苯作为特征污染物,在中国环境税法中,其 0.02 的污染物当量值使得 TET 的货币化权重因子结果偏大;另一方面,回收过程依赖传统能源发电,进而导致 CC 的外部性成本较高。基于上述分析,建议在回收过程中,可通过减少硫酸用量或者采用其他环保试剂替代硫酸,并且更多地使用绿电,以此降低环境外部性成本,实现光伏板回收在环境方面的优化。

3 结论

1) 中国的货币化因子普遍偏低,譬如 PMF、OD、CC 和 HT。一方面,环境污染损害成本货币化评估值显著高于减排目标成本(5~300 倍),表明环境修复经济负担远超预防性投入。另一方面,中国的环境税制和碳交易市场起步较晚,致使 CC 因子经济成本偏差率达 33%。

2) FD 和 MRD 的货币化因子,揭示了中国与其他国家在经济发展水平上的差异性、资源禀赋情况、以制造业和重工业为主的经济结构和政府调控的能源价格,共同降低了单位资源消耗的货币化因子。

3) 为提升中国环境影响货币化因子的准确性与普适性,建议重点加强环境数据的实时更新,优化环境税制与碳交易市场,以及充分考虑中国特有的经济结构和能源价格对环境成本的影响。

4) CIGS 光伏板回收的外部性成本为 9.16~20.67 元·m⁻²,主要原因是硫酸和燃煤发电对陆地生态毒性及气候变化的外部性成本的贡献。建议采用氢氧化铵、液氮、D2EHPA(二-(2-乙基己基)磷酸)等环保试剂替代硫酸,并优先使用绿电以降低外部成本。

参考文献

- [1] HAUSCHILD M Z, HUIJBREGTS M A J. Life cycle impact assessment[C]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015, 1-16.
- [2] HUIJBREGTS M A J, STEINMANN Z J N, ELSHOUT P M F, et al. ReCiPe2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2017, 22: 138-147.
- [3] NGUYEN T L T, LARATTE B, GUIELLEME B, et al. Quantifying environmental externalities with a view to internalizing them in the price of products, using different monetization models[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2016, 109: 13-23.
- [4] HUNKELER D. Life cycle assessment (LCA): A guide to best practice: Walter klöpffer and birgit grahl book reviewer: David Hunkeler[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2016, 21: 1063-1066.
- [5] MATTHEWS H S, LAVER L B. Applications of environmental valuation for determining externality costs[J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(8): 1390-1395.
- [6] DASCĂLU C, CARAIANI C, GUŞE R, et al. Full cost accounting and social environmental effects on global warming phenomenon[J]. *International Journal of Accounting & Information Management*, 2009, 8(4): 567-588.
- [7] MAGRINI C, DAL POZZO A, BONOLI A. Assessing the externalities of a waste management system via life cycle costing: the case study of the Emilia-Romagna Region (Italy)[J]. *Waste Management*, 2022, 138: 285-297.
- [8] 刘利,周永章,卢强.基于人群健康的污染产业转移环境效应研究:以广东省陶瓷行业为例[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(9): 1580-1587.
- [9] 孟元慧.中国环境损害评估方法研究综述[J]. *南方农机*, 2018, 49(24): 251.
- [10] 周榕基,皮修平,吴思斌,等.供给侧视角下农业生产外部性环境价值评估——基于藏粮于田的湖南实证[J]. *江苏农业科学*, 2018, 46(11): 5.
- [11] STEEN B. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) version 2000-models and data of the default method[EB/OL]. [2025-01-25]. <https://www.lifecyclecenter.se/publications/a-systematic-approach-to-environmental-priority-strategies-in-product-development-eps-version-2000-models-and-data-of-the-default-method>, 1999.
- [12] GOEDKOOP M, SPRIENSMA R. The ecoindicator-99: A damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology annex[R]. Amersfoort: PRé Consultants, 2000.
- [13] ELDH P, JOHANSSON J. Weighting in LCA based on ecotaxes-development of a mid-point method and experiences from case studies[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2006, 11: 81-88.
- [14] ZHANG Z H, WU X, YANG X M, et al. BEPAS—A life cycle building environmental performance assessment model[J]. *Building and Environment*, 2006, 41(5): 669-675.
- [15] 黄文若,魏楚.中国各省份二氧化碳影子价格研究[J]. *鄱阳湖学刊*, 2012(2): 70-78.

- [16] ZHOU X, FAN L W, ZHOU P. Marginal CO₂ abatement costs: Findings from alternative shadow price estimates for Shanghai industrial sectors[J]. *Energy Policy*, 2015, 77: 109-117.
- [17] 秦少俊, 张文奎, 尹海涛. 上海市火电企业二氧化碳减排成本估算——基于产出距离函数方法[J]. *工程管理学报*, 2011, 25(6): 704-708.
- [18] XU J T, HYDE W F, JI Y J. Effective pollution control policy for China[J]. *Journal of Productivity Analysis*, 2010, 33(1): 47-66.
- [19] CHEN Z H, WANG Y, HUANG B J, et al. Normalization factor database for life cycle impact assessment in China[J]. *Environmental Impact Assessment Review*, 2024, 105: 107394.
- [20] LIU F, XIN L Q, TANG H, et al. Liu, F[J]. , Xin, L. , Tang, H. et al. Regionalized life-cycle monetization can support the transition to sustainable rural food waste management in China. *Nature Food*, 2023, 4: 797-809.
- [21] Fraunhofer Institute of Solar Energy Systems. Photovoltaics report[R]. Germany: Freiburg, 2023.
- [22] AMATO A, BEOLCHINI F. End-of-life CIGS photovoltaic panel: A source of secondary indium and gallium[J]. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*, 2019, 27(3): 229-236.
- [23] CELIK I, LUNARDI M, FREDERICKSON A, et al. Sustainable end of life management of crystalline silicon and thin film solar photovoltaic waste: the impact of transportation[J]. *Applied Sciences*, 2020, 10(16): 5465.
- [24] LEE T, YAO Y, GRAEDEL T E, et al. Critical material requirements and recycling opportunities for US wind and solar power generation[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2024, 28(3): 527-541.
- [25] HU D, MA B Z, LI X, et al. Efficient separation and recovery of gallium and indium in spent CIGS materials[J]. *Separation and Purification Technology*, 2022, 282(Part B): 120087.
- [26] LI X, MA B Z, HU D, et al. Efficient separation and purification of indium and gallium in spent Copper indium gallium diselenide (CIGS)[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 339: 130658.
- [27] LV Y W, XING P, MA B Z, et al. Separation and recovery of valuable elements from spent CIGS materials[J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2019, 7(24): 19816-19823.
- [28] MARCHETTI B, CORVARO F, GIACCHETTA G, et al. Double green process: A low environmental impact method for recycling of CdTe, a-Si and CIS/CIGS thin-film photovoltaic modules[J]. *International Journal of Sustainable Engineering*, 2018, 11(3): 173-185.
- [29] ROCCHETTI L, BEOLCHINI F. Recovery of valuable materials from end-of-life thin-film photovoltaic panels: environmental impact assessment of different management options[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 89: 59-64.
- [30] LIU F W, CHENG T M, CHEN Y J, et al. High-yield recycling and recovery of copper, indium, and gallium from waste copper indium gallium selenide thin-film solar panels[J]. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 2022, 241: 111691.
- [31] ELDH P, JOHANSSON J. Weighting in LCA based on ecotaxes-development of a mid-point method and experiences from case studies[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2006, 11: 81-88.
- [32] 广东省税务局. 中华人民共和国环境保护税法[EB/OL]. [2025-01-25]. https://guangdong.chinatax.gov.cn/gdsw/zcfgr/2018-06/15/content_639ab499a9ff41b7a587ecdc3341f9cd.shtml. 2021.
- [33] 百度百科. 全国碳排放权交易市场[EB/OL]. [2025-01-25]. <https://baike.baidu.com/item/%E5%85%A8%E5%9B%BD%E7%A2%B3%E6%8E%92%E6%94%BE%E6%9D%83%E4%BA%A4%E6%98%93%E5%B8%82%E5%9C%BA/22323161>. 2021.
- [34] YOKOI R, MOTOSHITA M, MATSUDA T, et al. Country-specific external costs of abiotic resource use based on user cost model in life cycle impact assessment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(18): 7849-7859.
- [35] 中国水网. 全国各省工业用水价格表[EB/OL]. [2025-01-25]. <https://www.h2o-china.com/price/index>. 2017.
- [36] PRATAVIERA E, VIVIAN J, LOMBARDO G, et al. Evaluation of the impact of input uncertainty on urban building energy simulations using uncertainty and sensitivity analysis[J]. *Applied Energy*, 2022, 311: 118691.
- [37] TIAN W, HEO Y, DE WILDE P, et al. A review of uncertainty analysis in building energy assessment[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 93: 285-301.
- [38] DELGARM N, SAJADI B, AZARBAD K, et al. Sensitivity analysis of building energy performance: A simulation-based approach using OFAT and variance-based sensitivity analysis methods[J]. *Journal of Building Engineering*, 2018, 15: 181-193.
- [39] RAVILLA A, GULLICKSON E, TOMES A, et al. Economic and environmental sustainability of copper indium gallium selenide (CIGS) solar panels recycling[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 951: 175670.
- [40] WEIDEMA B P. Using the budget constraint to monetarise impact assessment results[J]. *Ecological Economics*, 2009, 68(6): 1591-1598.
- [41] DE NOCKER L, DEBACKER W. Annex. Monetisation of the MMG method. update 2017[EB/OL]. [2025-01-25]. <https://www.vlaanderen.be/publicaties/annex-monetisation-of-the-mmg-method-update-2017>, 2018.
- [42] GIUNTA M, BRESSI S, D'ANGELO G. Life cycle cost assessment of bitumen stabilised ballast: A novel maintenance strategy for railway track-bed[J]. *Construction and Building Materials*, 2018, 172: 751-759.
- [43] KAENCHAN P, GHEEWALA S H. Budget constraint and the valuation of environmental impacts in Thailand[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2017, 22: 1678-1691.
- [44] FINNVEDEN G, HÅKANSSON C, NORING M. A new set of valuation factors for LCA and LCC based on damage costs: ecovalue 2012[C]//LCM 2013, 6th International Conference on Life Cycle Management in Gothenburg. Gothenburg, Sweden, 2013: 197-200.
- [45] BRUYN S, DE KORTELAND M, MARKOWSKA A, et al. REPORT shadow prices handbook: Valuation and weighting of emissions and environmental impacts [EB/OL]. [2025-01-24]. <https://cedelft.eu/publications/shadow-prices-handbook-valuation-and-weighting-of-emissions-and-environmental-impacts>, 2010.
- [46] AHLROTH S, FINNVEDEN G. Ecovalue08-A new valuation set for environmental systems analysis tools[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2011, 19(17-18): 1994-2003.
- [47] DE VRIES J. Environmental Prices Handbook 2023[EB/OL]. [2025-01-24]. <https://cedelft.eu/publications/environmental-prices-handbook-2023>, 2023.
- [48] ALBERICI S, BOEVE S, BREEVOORT P, et al. Subsidies and costs of EU energy[R]. Brussels: European Commission, 2014.
- [49] RAVILLA A, GULLICKSON E, TOMES A, et al. Economic and environmental sustainability of copper indium gallium selenide (CIGS) solar panels recycling[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 951: 175670.

- [50] SCHNEIDER-MARIN P, LANG W. Environmental costs of buildings: Monetary valuation of ecological indicators for the building industry[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2020, 25: 1637-1659.
- [51] Directorate-General for Energy. Study on energy costs, taxes and the impact of government interventions on investments[R]. Rotterdam: Directorate-General for Energy, 2020.
- [52] MARKERT E, CELIK I, APUL D. Private and externality costs and benefits of recycling crystalline silicon (c-Si) photovoltaic panels[J]. *Energies*, 2020, 13(14): 3650.
- [53] DENNIS M, MARISA J. Ecosystem valuation[EB/OL]. [2025-01-25]. <http://ecosystemvaluation.org/s>, 2010.
- [54] WIESMETH H. Environmental economics[M]. Springer Berlin, Heidelberg, 2012.
- [55] United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Greenhouse gas inventory data. [EB/OL]. [2025-02-25]. https://di.unfccc.int/time_series, 2010.
- [56] European Commission. Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR v4.3.2). [EB/OL]. [2025-01-25]. https://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=432_AP, 2024.
- [57] 中华人民共和国国家统计局. 2023 年主要矿产储量[EB/OL]. [2025-01-25]. <https://www.stats.gov.cn/sj/ndsj/2024/indexch.htm>, 2024.
- [58] 中华人民共和国国家统计局. 2023 年主要工业产品产量[EB/OL]. [2025-01-24]. <https://www.stats.gov.cn/sj/ndsj/2024/indexch.htm>, 2024.
- [59] 中华人民共和国自然资源部. 中国矿产资源报告[M]. 北京: 地质出版社, 2024.
- [60] 万静. 多部委重拳调控推动煤价理性回归[EB/OL]. [2025-01-23]. <https://www.chinacourt.org/article/detail/2021/11/id/6365212.shtml>, 2021.
- [61] 罗志恒. [粤开宏观]公用事业涨价: 定价机制、原因及对通胀的影响[EB/OL]. [2025-01-23]. https://data.eastmoney.com/report/zw_macresearch.jshtml?encodeUrl=6ZIOldNcHNKNYHz8HlkO8mq9TEeYhLDLxh8gNYAdxjQ=, 2024.
- [62] 张希栋. 中国天然气价格规制的减排效应及经济效应分析[M]. 上海: 上海社会科学院出版社, 2024.
- [63] VIEIRA M D, PONSIOEN T C, GOEDKOOP M J, et al. Surplus ore potential as a scarcity indicator for resource extraction[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2017, 21(2): 381-390.
- [64] 中华人民共和国国家统计局. 2010 年主要矿产储量[EB/OL]. [2025-01-25]. <https://www.stats.gov.cn/sj/ndsj/2011/indexch.htm>, 2011.

(责任编辑: 陶雪)

Constructing and applying a monetization method for environmental impact in China from a life cycle perspective

WANG Qinyu¹, HUANG Beijia^{1,2,*}, WANG Yuyue¹, WANG Yao^{1,2}, LONG Yuqiong¹, WANG Xiangjin¹

1. College of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China;

2. Shanghai Non Carbon Energy Conversion and Utilization Institute, Shanghai 200240, China

*Corresponding author, E-mail: ywhbjia@163.com

Abstract Quantifying regional-specific environmental externality costs is crucial for supporting sustainable technologies. China currently lacks a widely applicable localized methodology for monetizing environmental impacts, with existing studies often constrained by incomplete indicator coverage and unrepresentative characterization factors, leading to compromised accuracy and generalizability. This study optimized the localized monetary weight factors for seven environmental indicators in China, including terrestrial ecotoxicity (TET), based on the life cycle-based ReCiPe method, combined with market value and environmental tax approaches. By integrating China's standardized factor database, this method incorporates the proportionate contributions of different substances to environmental indicators such as climate change (CC), particulate matter formation (PMF), terrestrial acidification (TA), fossil depletion (FD), and metal resource depletion (MRD). It enhanced methodological rigor by 1) incorporating key factors such as resource depletion rates, reserves, and production volumes for MRD and FD, and 2) replacing conventional characterization substances for TET and water consumption (WC) with 1,4-dichlorobenzene and industrial water usage, respectively, to improve cross-sectoral applicability. Results revealed MRD exhibited the highest monetary weighting factor (8.77 Yuan·kg⁻¹ Cu eq.), while FD showed the lowest (0.30 Yuan·kg⁻¹ oil eq.), underscoring the correlation between monetized resource impacts and regional resource endowments and market dynamics. To promote the sustainable development of clean energy, this study conducted an externality cost analysis using the recovery of copper indium gallium selenide (CIGS) waste photovoltaic panels as a case study. The externality cost of CIGS photovoltaic panel recovery ranges from 9.16 to 20.67 Yuan·m⁻², with sulfuric acid and coal-fired power generation significantly contributing to the externality costs of TET and CC. It was recommended to use eco-friendly reagents and green electricity to reduce costs. This study provided a new perspective and method for improving China's assessment system for environmental impact monetization factors and simultaneously promotes the management of photovoltaic waste recycling.

Keywords life cycle assessment; currency weighting factor; monetization; normalization; copper indium gallium Selenide solar panels recycling