

生命周期评价方法研究综述 ——兼论混合生命周期评价的发展与应用

王长波, 张力小*, 庞明月

(北京师范大学 环境学院 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875)

摘要: 生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)随着其评价对象不断复杂化、系统化, 逐渐发展出包含基于清单分析的过程生命周期评价(Process-based LCA, PLCA)、投入产出的生命周期评价(Economic input-output LCA, EIO-LCA)和混合生命周期评价(Hybrid LCA, HLCA)三种方法。论文简述了各类LCA方法的发展过程和特征, 并结合实例分析了各自的优势与不足。结果认为: 自下而上的PLCA方法针对性较好, 其评价结果较为详细, 但由于主观边界设定, 核算结果存在无法避免的截断误差; 自上而下的EIO-LCA方法采用投入产出表进行评价, 边界为整个国民经济系统, 但存在部门聚合、数据滞后等问题; HLCA结合PLCA与EIO-LCA两种方法, 既保持了结果的精准性, 又消除了截断误差。研究最后总结并提出未来HLCA的发展方向, 以期为LCA方法的进一步发展提供参考。

关键词: 生命周期评价; EIO-LCA; 混合生命周期评价; 环境管理

中图分类号: X820

文献标志码: A

文章编号: 1000-3037(2015)07-1232-11

DOI: 10.11849/zrzyxb.2015.07.015

生命周期评价(Life cycle assessment, LCA)是一种评价产品、工艺或服务从原材料采集, 到产品生产、运输、使用及最终处置整个生命周期阶段(从摇篮到坟墓)的能源消耗及环境影响的工具^[1-3]。生命周期评价思想萌芽于20世纪60年代末70年代初, 但直到80年代晚期LCA才得到广泛应用^[4]。方法学的发展往往是由其应用领域的需求推动的。过去几十年, LCA的应用已经从单一的工业产品逐渐拓展到自然资源开采、生产工艺、工业园区以及各类工程项目等具有系统性质的评价对象^[5-6], 涉及的领域包括能源、环境、经济评价以及社会政策等各方面^[7-8]。针对评价对象的不断扩展和日趋复杂化, LCA方法体系也在不断地改进自身缺陷, 发展出新的形式。目前, 根据系统边界及方法学原理的不同, 生命周期评价方法可分为过程生命周期评价(Process-based LCA, PLCA)、投入产出生命周期评价(Input-output LCA, I-O LCA)以及混合生命周期评价(Hybrid LCA, HLCA)。这三类LCA方法在分析和评价不同尺度的研究对象时各有利弊, 在研究具体问题往往需要通过结合使用以发挥各类方法的优势。

本研究将对LCA方法学体系的发展脉络进行简单梳理, 并结合实例对三类LCA方法的特点和在实际研究中的适用性进行分析。在此基础上, 本研究将重点分析混合生命周期评价方法产生的原因、存在的问题及进一步的研究方向。

收稿日期: 2014-05-06; 修订日期: 2014-12-15。

基金项目: 国家科技支撑计划(2012BAC03B00); 国家自然科学基金项目(41371521); 国家基金委创新研究群体科学基金(51421065)。

第一作者简介: 王长波(1989-), 男, 安徽安庆人, 博士研究生, 主要从事生命周期评价、可再生能源项目系统核算及节能减排潜力评价研究。E-mail: changbo@mail.bnu.edu.cn

*通信作者, E-mail: zhanglixiao@bnu.edu.cn

1 基于清单分析的过程生命周期评价

过程生命周期评价 (PLCA) 是最为传统和经典的生命周期评价方法, 它是一种自下而上的分析方法, 主要是基于产品生产或服务全生命周期过程中物料、能量和环境排放的投入产出清单来进行评价。在国际环境毒理学与化学学会 (Society for Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC) 及国际标准化组织 (International Organization for Standards, ISO) 的推动下, PLCA 在国际范围内迅速发展, 目前仍是主流的生命周期评价方法^[2-3,9]。1997年, ISO颁布了第一个生命周期评价国际标准 ISO14040《生命周期评价原则与框架》, 随后又相继颁布了该系列的其他几项标准和技术报告。根据ISO的规定, LCA的基本结构分为四个部分: 目标和范围的确定、清单分析、影响评价、改善评价或结果解释^[2,10]。PLCA是一种自下而上的分析方法, 通过实地调查、监测或二手统计资料收集产品生产过程各阶段的能源和物料投入, 计算产品的环境影响^[11]。

PLCA方法的优点在于针对性强, 它能够精确地分析具体产品或服务的全生命周期的环境负荷, 对不同产品的环境影响进行比较, 且能够根据产品或服务的具体情况调整评价模型, 确定评价的范围和精度^[12-13]。然而, 基于清单分析的PLCA方法不可避免地存在截断误差, 即核算是不完整的^[14-15]。从理论上说, 完整的生命周期清单数据的收集需要通过向前递推的方式, 先理清产品生产或服务提供过程的各类投入清单, 进而延伸至这些投入的生产过程, 直至矿石和化石能源开采阶段。然而, 产品生产过程存在着大量的能源和物料投入, 而每种投入也都是经过一定的环节生产出来的, 有时还会出现“回路”(比如炼钢需要电力, 而发电同样需要钢铁投入)。在有限的时间和人力物力条件下, 要实现对所有清单数据收集几乎是不可能的。事实上, 任何一种产品的生产过程都直接或间接地与国民经济系统中的各行业相联系, 在实际操作中PLCA往往会根据现有数据条件, 将系统边界定义于某个节点, 尽可能地包含对产品评价非常关键的投入数据, 而将对结果影响可以忽略不计的部分排除在外, 从而使得产品评价可以顺利进行^[16]。然而这种主观的系统边界设定往往缺乏科学依据, 使得PLCA计算结果存在截断误差, 有时甚至出现矛盾的结论^[6,17]。比如, Hocking^[18]和Camo^[19]等在《科学》杂志上都发表了关于一次性纸杯和塑料杯的环境影响对比结果, 但是两者得出的结论却正好相反。

为了解决数据收集过程中的回路问题, Heihungs和Suh提出了一种PLCA的矩阵算法^[20-21]。这种方法是将生命周期清单数据以矩阵的形式进行整理, 矩阵的行代表生命周期的各个阶段, 而列则代表各个阶段的投入或产出(产出用正数表示, 投入用负数表示)。矩阵方法的优势在于能够反映产品生产上游过程复杂的投入产出关系, 且能够避免因回路问题而造成无法继续进行的情况。但是, 矩阵方法同样无法解决由于主观边界设定造成的截断误差问题。可见, 关于PLCA核算的边界完整性问题亟待解决, 以提高评价结果的可靠性。此外, PLCA核算只能基于实物投入, 对于以货币及劳动力等无形投入为主的产品生产和服务提供过程则不能有效进行评价^[15]。

2 投入产出生命周期评价与系统核算

2.1 投入产出生命周期评价的提出

为了解决PLCA在系统边界确定和清单数据收集上的弊端, Lave等将经济投入产出表分析方法引入生命周期评价中, 创建了投入产出生命周期评价模型(也称经济投入产

出生命周期评价, Economic input-output LCA, EIO-LCA)^[16,22]。投入产出表是由列昂惕夫(Leontief)于20世纪30年代研究并创立的一种反映经济系统各部门之间投入与产出数量依存关系的分析方法^[23]。这种分析方法在1965年以前主要用于经济分析,之后随着资源环境问题的日益显著,逐渐被引入到自然资源开发利用与环境保护等各个领域^[16,24-25]。

与PLCA不同,EIO-LCA是基于投入产出表建立的一种自上而下的生命周期分析方法。它首先利用投入产出表计算出部门层面的能耗及排放水平,再通过评价对象与经济部门的对应关系评价具体产品或服务环境影响。由于投入产出表的边界为整个国民经济系统,因而环境投入产出模型的核算边界也为整个国民经济系统,故而能够完整地核算产品或服务的能耗及环境影响。此外投入产出表是以货币的形式反映各部门之间的物质和能量流动,因而对于某个部门的产品或服务而言,采用投入产出表可以分析其他行业部门为生产该产品或服务所引起的间接能耗与排放。投入产出生命周期评价模型的计算过程可用矩阵表示,首先获得各部门的直接能耗及排放矩阵,然后通过与反映各部门之间直接和间接投入产出关系的直接消耗系数矩阵(来源于投入产出表)相乘,即可得到国民经济各部门的能源消耗或环境排放强度(代表的是该部门每单位货币产出的能耗或排放)^[5]。在评价具体产品时,只需要将所评价的产品或服务的价格乘以其在投入产出表中对应部门的能耗或排放强度,即可算出该产品生产或服务提供过程所引起的全部能耗或排放。

2.2 投入产出生命周期评价的应用

目前,采用EIO-LCA方法对产品或服务进行评价主要有三种形式:直接部门对应、划分产品或服务生产过程以及划分投入产出表^[5-6,26](如图1所示)。在核算中采取何种形式,要看产品或服务与投入产出表中的部门是否具有良好的对应关系。具体来看,当产品或服务与部门对应关系较好时,可以直接将产品或服务的价格与相应的部门能耗或排放因子相乘[如图1(a)],而当产品或服务与部门匹配关系不明确时,则需要理清产品或服务生产过程中的设备及原料等投入,再将这些投入对应到相应部门进行环境负荷计算并加和[如图1(b)]。另一种解决产品与部门不对应的方法则是通过划分现有部门或者新建部门使之与所要评价的产品或服务相对应[如图1(c)]。

由于EIO-LCA提供的能耗及排放强度是部门层面的,因而该方法最早主要应用于国民经济各部门能耗及排放结构等宏观分析^[27-29]。随后EIO-LCA方法也不断被应用于建筑业、水电、可再生能源工程等的环境影响评价中,但较少应用于工业产品评价^[30-31]。近年来,北京大学工学院陈国谦课题组利用不同年份和区域投入产出表构建了EIO-LCA模型,引入了能、温室气体、能值(Emergy)和焓(Exergy)等生态环境要素以及水、土地等自然资源要素,形成了多区域、多尺度及多要素的环境投入产出数据库,并对我国宏观经济体进行了研究,估算了国民经济各部门自然资源消耗及温

Figure 1 consists of three schematic diagrams labeled (a), (b), and (c). Diagram (a) shows a box labeled '产品' (Product) with an arrow pointing to a box labeled '部门' (Department). Diagram (b) shows a box labeled '产品' (Product) with three arrows pointing to three boxes labeled '材料1' (Material 1), '材料2' (Material 2), and '材料3' (Material 3). Each of these material boxes has an arrow pointing to a corresponding department box labeled '部门1', '部门2', and '部门3' respectively. Diagram (c) shows a box labeled '部门' (Department) with an arrow pointing to a larger box containing three smaller boxes labeled '部门1', '部门2', and '部门3'. An arrow then points from this larger box to a box labeled '产品' (Product).

图1 投入产出生命周期评价分析框架示意图

Fig. 1 The schematic diagram of input-output life cycle assessment

室气体排放量^[32-35]。

2.3 PLCA与EIO-LCA的比较

采用EIO-LCA模型进行产品或服务评价最有价值之处在于消除了PLCA计算过程中的截断误差。这种截断误差包含两个方面,即横向截断误差和纵向截断误差。如图2所示,由于PLCA在清单分析过程中无法将所有物料消耗全部收集,且无法包含劳动力和资本等非实物投入带来的计算误差,称之为横向截断误差。而由于时间和人力物力所限,核算过程无法将各投入从资源开采到产品生产全过程的环境影响进行计算造成的误差则属于纵向截断误差。

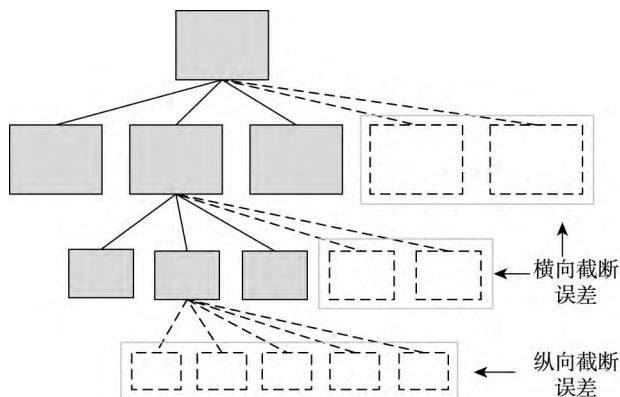


图2 PLCA核算过程中的横向与纵向截断误差示意图

Fig. 2 The horizontal and vertical truncation error of PLCA method

Lenzen和Treloar采用PLCA和EIO-LCA对澳大利亚135个经济部门进行生命周期评价,结果表明31%的工业部门截断误差超过50%,而能源投入为主的部门一般截断误差较小^[14,36]。EIO-LCA模型虽然能避免截断误差,但其计算精确性和针对性却不如PLCA。由于EIO-LCA是采用部门层面的强度数据进行评价,因而评价结果只能是部门平均水平,而不能对部门内的产品进行比较,这称之为部门聚合误差。因此在实际应用中EIO-LCA主要用于评价部门层面,而几乎不单独应用于具体产品的评价^[14]。EIO-LCA的其他缺陷还表现在时间滞后性上,投入产出表每隔几年发布一次(一般为5 a),因而不能很好地反映当前技术水平。该方法还需要大量的基础数据作为支撑,以建立环境投入产出系数矩阵。此外,EIO-LCA仅能反映产品或服务的生产阶段,不能反映其使用阶段,因而该方法的评价结果并不能反映全生命周期情况。关于PLCA与EIO-LCA的比较见表1。

3 混合生命周期评价模型

混合生命周期评价(Hybrid LCA, HLCA)是指将PLCA和EIO-LCA结合使用的方法。该方法由Bullard等^[17]在20世纪70年代第一次石油危机之后提出,主要用于能源投入产出分析。比如对于自然资源开采过程,可以将交通运输、机械耗能等现场能耗及排放采用PLCA计算,而开采设备等投入产生的上游影响则用EIO-LCA核算。通过将PLCA和EIO-LCA结合,既可以消除截断误差,又可以加强对具体评价对象的针对性,同时还能将产品的使用 and 报废阶段纳入评价范围^[40]。虽然HLCA思想萌芽较早,但生命周期评价的主流方法一直是PLCA,直到20世纪90年代末期HLCA方法才逐渐被采用。根据PLCA与EIO-LCA结合的方式不同,目前存在三种不同形式的混合生命周期评价模型:分层混合生命周期评价(Tiered hybrid LCA, TH LCA)、基于投入产出的混合生命周期评价(I-O based hybrid LCA, IOH LCA)以及集成混合生命周期评价(Integrated hybrid LCA, IH LCA)^[15](图3)。

3.1 分层混合生命周期评价

在采用TH LCA时,一般首先采用PLCA方法对直接和下游投入进行分析,比如建

表1 PLCA与EIO-LCA的比较
Table 1 Comparison of PLCA and EIO-LCA

比较主题	问题	PLCA	EIO-LCA
边界	边界确定	根据数据质量主观确定边界	整个国民经济系统
	直接和间接	必须通过反复迭代才能计算间接影响	自动包含直接和间接影响
	进出口	可以准确计算进口原料的环境影响	一般视评价对象为本国生产的产品，采用多尺度投入产出分析方法可在一定程度上区分国内外产品 ^[37-38]
数据	类型	公共数据或私人数据	公共数据
	时效性	可根据需要收集近期数据	间隔数年定期发布
	完整性	不完整	完整的国民经济数据
	针对性	可对具体产品进行评价	只能将部门内产品统一评价
	单位	实物单位	货币单位
	数据来源	常引用其他文献参数，与评价对象产地、生产时间不一致 ^[39]	构建能耗及排放强度数据库
生命周期阶段	运行、使用阶段	依数据条件而定	不包括
	最终处置阶段	依数据条件而定	不包括
结果分析	结果重现	公共数据情况下可以	可以
	产品比较	可以比较	不能比较归属同一部门的产品
	产品改进	具体到产品	只能到部门层面
投入	时间	多	少
	成本	高	低

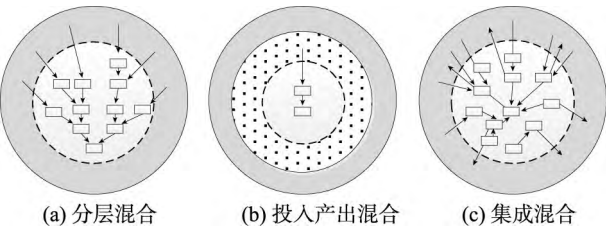


图3 三种不同混合生命周期评价模型示意图
Fig. 3 Diagrams of TH LCA, IOH LCA and IH LCA

核算时，对于过程数据较为清楚的投入一般采用PLCA直接进行计算，而目标产品生产过程中未知的投入则采用EIO-LCA计算^[15]。这些未知投入的货币价值，可以采用评价对象的总产值减去已知投入（即PLCA核算部分）的价值。需要注意的是，在采用EIO-LCA计算未知投入环境影响时，必须首先通过专家判断这些投入属于哪个经济部门。TH LCA在评价主要投入以进口为主的对象时，其优势较为明显。因为投入产出表代表的仅仅是某个国家或地区的情况，进口产品不适合采用EIO-LCA进行评价。比如Hondo等对日本商品和服务引起的能耗及二氧化碳排放进行分析时，就采用了PLCA对进口产品进行了评价^[41]。

近年来，随着生物质能源的快速发展，一些学者开始尝试采用TH LCA对我国的生物质能源节能减排潜力进行了评价。这些研究一般将生物质能源转化过程中直接消耗的化石能源（比如运输耗油、用电等）采用PLCA计算，而设备及劳动力等则采用EIO-

设、运行维护以及报废阶段的直接物料、能源投入及排放。其次，对于上游的自然资源开采、设备制造则采用EIO-LCA方法进行计算。一般而言，TH LCA模型中PLCA部分与EIO-LCA部分的边界划分，要依据数据可获得性、评价精确度要求以及人力物力条件等决定。在采用TH LCA进行

LCA 计算。李小环等采用混合生命周期评价方法核算了我国木薯乙醇生产过程的温室气体排放量, 结果表明木薯乙醇生命周期内温室气体的 77.92% 来自直接排放, 而 22.08% 源于间接排放^[42]。Wang 等^[43-44]和 Zhang 等^[40]已经采用该方法对我国的生物质成型、气化以及农村户用沼气池系统进行了能源消耗及温室气体排放的评价, 表明了该方法在生物质能源转化过程评价中的适用性。这种混合生命周期评价模型同样适用于其他自然资源及能源开发项目, 如水电、风电、太阳能发电等^[11]。此外, 一些学者开始重视将系统思维与 TH LCA 相结合, 提出了系统核算方法, 这一概念是相对于末端核算而言的^[45-46]。该方法强调将评价对象视为一个系统, 在划定系统边界, 理清系统内及系统边界上各类投入后, 采用 TH LCA 方法对整个系统的环境影响进行评价。由于 TH LCA 能够追溯所有投入的上游环境影响, 因而采用系统核算方法进行评价可以保证结果的完整性。目前系统核算方法已经应用于我国典型工业园区建筑、人工湿地、风电及太阳能发电技术等能耗及温室气体排放评价^[47-49]。

然而, 也有学者指出 TH LCA 存在重复计算问题^[50-51]。这主要是因为 PLCA 核算部分所包含的物料投入已经被包含在整个投入产出表中了, 因此 EIO-LCA 核算部分应该减去 PLCA 的核算结果。但由于在 TH LCA 中 PLCA 和 EIO-LCA 部分是分别核算、简单相加的, 目前还没有理想的办法避免重复计算。此外, 这种相加的核算方式也不利于发挥投入产出表的系统分析功能, 比如分析末端产品增加对上游各工业部门的影响。

3.2 基于投入产出的混合生命周期评价

IOH LCA 则是通过将现有部门进行再划分或添加一个新的部门到现有投入产出表, 使部门能够较好地对应所评价的产品或服务, 并将评价对象的过程清单数据替换投入产出表中相应部门的平均数据 (如图 3 所示)。Joshi^[5]在其研究中展示了该方法的数学推导过程, 此外他还利用该方法分解了汽车油箱生产部门, 并对比了塑料制和钢铁制汽车油箱的生命周期环境负荷。Baral 和 Bakshi^[52]采用该模型对比了汽油和生物质乙醇生产及使用过程能耗情况, 其研究表明, 生物质乙醇生产过程的能源投资回收率 (0.78 ~ 2.28) 低于传统汽油以及柴油的投资回收率 (分别为 4 ~ 4.5 和 8.10 ~ 8.32), 这主要是因为该研究考虑了生物质转化过程投入设备上游产业能耗, 这与传统过程分析方法所得到的主流结论是相反的。

需要注意的是, 与 EIO-LCA 方法一样, IOH LCA 也只能计算产品生产过程中的自然资源消耗及污染排放, 而产品使用及报废阶段的排放则应采用 PLCA 或 TH LCA 单独计算后加到混合生命周期评价部分。因此, IOH LCA 在评价产品使用或项目运行过程投入极少的对象时具有更好的适用性。比如 Chang^[26]通过对建筑业部门的划分, 对我国的各类建筑物建造过程进行了能耗及温室气体排放评价。然而, 与 TH LCA 一样, IOH LCA 需要将单独计算产品使用及报废部分与制造部分进行相加, 因而采用投入产出表进行行业系统分析的难度较大。

3.3 集成混合生命周期评价

IH LCA 相对于前两种混合生命周期评价而言更为复杂, 要求使用者对投入产出表有更为深刻的理解, 矩阵运算要求高, 但与投入产出表的结合程度也最好, 且能避免重复计算的问题^[49]。IH LCA 是由 Heijungs 和 Suh^[21]提出来的, 其过程生命周期部分是用技术矩阵表示的, 矩阵的元素代表每个过程单位运行时间所消耗的材料或能源, 均用实物单位表示, 而投入产出表部分与前两种方法一样都是货币单位。这两种矩阵的结合通过矩

阵边界的能量流及物质流交换,比如产品生产过程的上下游截断误差通过投入产出表进行计算,而产品的下游截断误差则同样也可以由投入产出表进行计算。由于该方法对数据和矩阵计算要求都很高,目前还停留在方法演示及假设案例说明阶段^[51,53-56]。

3.4 HLCA与PLCA和EIO-LCA的区别

从数据要求、数据不确定性、系统边界、人力及时间需求和应用简便性来看,PLCA、EIO-LCA以及HLCA方法都各不相同,但是很难断定其中哪种方法具有绝对的优越性,因为这些方法的选择需要考虑具体的研究目标和范围、数据质量以及时间长短。

从系统边界来看,EIO-LCA和HLCA比PLCA更为完整,因为前两种方法都是基于经济投入产出表,其评价边界可以推广至整个国民经济系统。从数据要求来看,PLCA方法的数据要求是三种方法中最高的,其评价结果针对性好、最为详细,比较适合用于具体的产品评价,但是评价结果是不完整的,且所投入的时间和人力物力也最多。而EIO-LCA和HLCA可以更多地基于环境投入产出表来进行计算,因而数据要求相对较低。但是,IH LCA是个例外,因为该方法非常依赖于过程生命周期分析,仅将截断误差部分用投入产出表进行核算,故而数据要求相对较高。基于投入产出表的评价方法都会受到数据时间滞后性的影响,因为投入产出表并非每年发布,比如我国目前最新的投入产出表发布于2007年。但是,PLCA同样会受到时间滞后性的影响。例如,PLCA研究经常引用其他文献中的参数,而这些参数往往是针对其他国家产品或多年前计算的,因此时效性欠佳。需要注意的是,采用EIO-LCA或IOH LCA进行评价时,必须单独计算评价对象的使用和报废阶段的环境影响。

4 混合生命周期评价展望

混合生命周期评价由于结合了过程生命周期评价的针对性与投入产出生命周期评价的完整性,因而是未来LCA方法学的重要发展方向之一。如前所述,PLCA的优势在于其能够针对具体的评价对象给出详细的评价结果,而EIO-LCA的优势在于评价结果的完整性。因而,HLCA的发展方向是保证评价边界完整性的同时,不断提高其评价结果的精准性。基于这个原则,混合生命周期评价可以从以下几个方面进一步发展:

1) 探讨投入产出表精度对评价结果的影响。混合生命周期评价的不准确性之一来源于EIO-LCA部分,这种不确定性主要是投入产出表固有的,即部门均质化假设。未来需要进一步确定不同部门数投入产出表对评价结果的影响。在实际研究过程中,可以尝试将关键部门进一步划分,比如将电力供给部门进一步划分为不同发电类型,提高投入产出表精度,再对同一个对象进行评价,比较结果差别。

2) PLCA与EIO-LCA的边界划分问题。混合生命周期评价边界是客观的、不变的,即所采用投入产出表的边界(国家、区域或城市),但是混合生命周期评价内部PLCA与EIO-LCA的边界划分却是主观的、可变的。理论上来说,PLCA的边界越大,评价结果越精确,但所需的时间和人力物力投入也越多。因此,评价PLCA与EIO-LCA边界选择对核算结果的影响是非常必要的。目前已经有一些方法用于过程分析和投入产出分析的边界选择,比如结构路径分析方法和蒙特卡罗分析方法^[57]。

3) IH LCA是目前最为精确与完整的LCA评价方法。IH LCA尽可能地结合了PLCA的针对性与EIO-LCA的完整性,因而其评价结果最为可靠。但目前该方法受制于数据可

得性以及方法不易操作等问题, 还不能大范围推广。该方法的发展有赖于统计制度的进一步完善, 比如尽可能地统计各行业的实物投入产出数据, 而非货币数据。

4) Mix-unit LCA 近年来受到关注。所谓 Mix-unit 是指将投入产出表改造成既包含货币单位又包含实物量单位的形式。在数据可得的情况下, 将投入产出表中的部分部门投入数据变为实物量可以提高模型准确性。将能源提供部门从货币量转变为实物量, 能更好地反映出不同部门的技术水平。比如煤炭的生产与提供, 由于各地区煤炭价格存在差异, 仅从各部门煤炭投入金额不能看出各部门的煤炭消耗强度, 而实物量则能说明各行业的煤炭利用效率。

5) 生命周期评价依赖于基础数据统计。生命周期评价最为关键的部分就是数据清单分析。相对于 PLCA 评价各类环境影响而言, EIO-LCA 及 HLCA 目前仅能局限于部分环境影响的评价, 比如能源消耗和温室气体排放。这主要是因为我国目前还未能有明确的全国范围的其他污染物总量及来源数据。只有环境排放基础数据统计完善, HLCA 的应用范围才能进一步扩大。

参考文献(References):

- [1] Environmental Protection Agency. Defining Life Cycle Assessment (LCA) [EB/OL]. <http://www.gdrc.org/uem/lca-define.html>. 2012.
- [2] ISO. ISO 14041: Environmental management, life cycle assessment, goal and scope definition and inventory analysis [R]. Geneva: ISO, 1998.
- [3] SETAC. A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment [M]. Pensacola FL: SETAC Press, 1993.
- [4] Jensen A A, Hoffman L, Moller B T, *et al.* Life cycle assessment—A guide to approaches, experiences and information sources [R]. Environmental Issues Series No.6. Copenhagen: European Environmental Agency, 1997.
- [5] Joshi S. Product environmental life cycle assessment using input-output techniques [J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2000, 3(2/3): 95-120.
- [6] Mattila T J, Pakarinen S, Sokka L. Quantifying the total environmental impacts of an industrial symbiosis—A comparison of process, hybrid and input-output life cycle assessment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 4309-4314.
- [7] Chen G Q, Chen Z M. Carbon emissions and resources use by Chinese economy 2007: A 135-sector inventory and input-output embodiment [J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2010, 15: 3647-3732.
- [8] 侯萍, 王洪涛, 朱永光, 等. 中国资源能源稀缺度因子及其在生命周期评价中的应用 [J]. 自然资源学报, 2012, 27(9): 1572-1579. [HOU Ping, WANG Hong-tao, ZHU Yong-guang, *et al.* Chinese scarcity factors of resources/energy and their application in life cycle assessment. *Journal of Natural Resources*, 2012, 27(9): 1572-1579.]
- [9] SETAC. Evolution and Development of the Conceptual Framework and Methodology of Life-Cycle Impact Assessment [M]. Pensacola FL: SETAC Press, 1998.
- [10] 徐长春, 黄晶, Ridoutt B G, 等. 基于生命周期评价的产品水足迹计算方法及案例分析 [J]. 自然资源学报, 2013, 28(5): 873-880. [XU Chang-chun, HUANG Jing, Ridoutt B G, *et al.* LCA-based product water footprinting and a case study. *Journal of Natural Resources*, 2013, 28(5): 873-880.]
- [11] Zhai P, Williams E D. Dynamic hybrid life cycle assessment of energy and carbon of multicrystalline silicon photovoltaic systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 7950-7955.
- [12] Bilec M. A Hybrid Life Cycle Assessment Model for Construction Process [D]. Pittsburgh, United States: University of Pittsburgh, 2007.
- [13] Sharrard A. Greening Construction Processes with an Input-Output-Based Hybrid Life Cycle Assessment Model [D]. Pittsburgh, United States: Carnegie Mellon University, 2007.
- [14] Lenzen M. Errors in conventional and input-output - based life-cycle inventories [J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2001, 4(4): 127-148.

- [15] Suh S, Lenzen M, Treloar G J, *et al.* System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches [J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(3): 657-664.
- [16] Lave L B, Cobas-Flores E, Hendrickson C T, *et al.* Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges [J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(9): 420A-426A.
- [17] Bullard C W, Penner P S, Pilati D A. Net energy analysis-handbook for combining process and input-output analysis [J]. *Resource Energy*, 1978, 1(3): 267-313.
- [18] Hocking M B. Paper versus polystyrene: A complex choice [J]. *Science*, 1991, 251:504-505.
- [19] Camo B. Paper versus polystyrene: Environmental impact [J]. *Science*, 1991, 252: 1361-1362.
- [20] Heijungs R. A generic method for the identification of options for cleaner products [J]. *Ecological Economics*, 1994, 10 (1): 69-81.
- [21] Heijungs R, Suh S. The Computational Structure of Life Cycle Assessment [M]. Dordrecht: Kulwer Academic Publisher, 2002.
- [22] Hendrickson C T, Lave L B, Matthews H S. Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services: An Input-Output Approach [M]. Washington D C: Resources for the Future Press, 2006.
- [23] Leontief W W. Environmental repercussions and the economic structure: An input-output approach [J]. *Review of Economics and Statistics*, 1970, 52(3): 262-271.
- [24] Leontief W W. Input-Output Economics [M]. 2nd Edition. New York: Oxford University Press, 1986.
- [25] Baral A, Bakshi B R. Emergy analysis using US economic input-output models with applications to life cycles of gasoline and corn ethanol [J]. *Ecological Modelling*, 2010, 221(15):1807-1818.
- [26] Chang Y. Double-tier Computation of Input-Output Life Cycle Assessment Based on Sectoral Disaggregation and Process Data Integration [D]. Graduate School of the University of Florida, 2012.
- [27] Breuil J M. Input-output analysis and pollutants emissions in France [J]. *Energy Journal*, 1992, 13(3): 173-184.
- [28] Zhou S Y, Chen H, Li S C. Resource use and greenhouse gas emissions in urban economy: Ecological input-output modeling for Beijing 2002 [J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2010, 15: 3201-3231.
- [29] 计军平, 刘磊, 马晓明. 基于 EIO-LCA 模型的中国部门温室气体排放结构研究 [J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2011, 47(4): 741-749. [JI Jun-ping, LIU Lei, MA Xiao-ming. Greenhouse gas emissions by Chinese economy: An assessment based on EIO-LCA model. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2011, 47(4): 741-749.]
- [30] Gerilla G P, Teknomo K, Hokao K. An environmental assessment of wood and steel reinforced concrete housing construction [J]. *Building and Environment*, 2007, 42: 2778-2784.
- [31] Zhang Q F, Karney B, MacLean H L, *et al.* Life-cycle inventory of energy use and greenhouse gas emissions for two hydropower projects in China [J]. *Journal of Infrastructure Systems*, 2007, 13(4): 271-279.
- [32] Chen G Q, Chen Z M. Carbon emissions and resources use by Chinese economy 2007: A 135-sector inventory and input-output embodiment [J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2010, 15:3647-3732.
- [33] Chen G Q, Zhang B. Greenhouse gas emissions in China 2007: Inventory and input-output analysis [J]. *Energy Policy*, 2010, 38: 6180-6193.
- [34] Chen Z M, Chen G Q, Zhou J B, *et al.* Ecological input-output modeling for embodied resources and emissions in Chinese economy 2005 [J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2010, 15:1942-1965.
- [35] 周江波. 国民经济的体现生态要素核算 [D]. 北京: 北京大学, 2008. [ZHOU Jiang-bo. Embodied Ecological Elements Accounting of National Economy. Beijing: Peking University, 2008.]
- [36] Treloar G. Extracting embodied energy paths from input-output tables: Towards an input-output-based hybrid energy analysis method [J]. *Economic Systems Research*, 1997, 9(4): 375-391.
- [37] Guo S, Shao L, Chen H, *et al.* Inventory and input-output analysis of CO₂ emissions by fossil fuel consumption in Beijing 2007 [J]. *Ecological Informatics*, 2012, 12: 93-100.
- [38] Chen G Q, Chen H, Chen Z M, *et al.* Low-carbon building assessment and multi-scale input-output analysis [J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2011, 16: 583-595.
- [39] Shao L, Chen G Q, Hayat T, *et al.* Systems ecological accounting for wastewater treatment engineering: Method, indicator and application [J]. *Ecological Indicators*, 2014, 47, doi: 10.1016/j.ecolind.2014.1004.1026.

- [40] Zhang L X, Wang C B, Song B. Carbon emission reduction potential of a typical household biogas system in rural China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013, 45: 415-421.
- [41] Hondo H, Nishimura K, Uchiyama Y. Energy requirements and CO₂ emissions in the production of goods and services: Application of an input-output table to life cycle analysis [R]. Central Research Institute of Electric Power Industry, CRIEPI Report Y95013: Tokyo, Japan, 1996.
- [42] 李小环, 计军平, 马晓明, 等. 基于 EIO-LCA 的燃料乙醇生命周期温室气体排放研究 [J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2011, 47(6): 1081-1088. [LI Xiao-huan, JI Jun-ping, MA Xiao-ming, *et al.* Life cycle greenhouse gas emission assessment of fuel ethanol based on EIO-LCA. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2011, 47(6): 1081-1088.]
- [43] Wang C B, Zhang L X, Yang S Y, *et al.* A hybrid life cycle assessment of nonrenewable energy and greenhouse gas emissions of a village level biomass gasification project in China [J]. *Energies*, 2012, 5: 2708-2723.
- [44] Wang C B, Zhang L X, Liu J. Cost of non-renewable energy in production of wood pellets in China [J]. *Frontiers of Earth Science*, 2013, 7(2): 199-205.
- [45] Shao L, Wu Z, Zeng L, *et al.* Embodied energy assessment for ecological wastewater treatment by a constructed wetland [J]. *Ecological Modelling*, 2013, 252: 63-71.
- [46] Costanza R. Embodied energy and economic valuation [J]. *Science*, 1980, 210: 1219-1224.
- [47] Shao L, Chen G Q, Chen Z M, *et al.* Systems accounting for energy consumption and carbon emission by building [J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2014, 19(6): 1859-1873.
- [48] Chen G Q, Yang Q, Zhao Y H. Renewability of wind power in China: A case study of nonrenewable energy cost and greenhouse gas emission by a plant in Guangxi [J]. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 2011, 15: 2322-2329.
- [49] Chen G Q, Yang Q, Zhao Y H, *et al.* Nonrenewable energy cost and greenhouse gas emissions of a 1.5 MW solar power tower plant in China [J]. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 2011, 15: 1961-1967.
- [50] Jespersen P H, Munksgaard J. Transportindholdet i levnedsmidler: en metodesammenligning [R]. Trafikdage on University of Aalborg, Danish Transport Council and Traffic Research Group on University of Aalborg, Aalborg, Denmark, 2001.
- [51] Suh S, Huppes G. Methods for life cycle inventory of a product [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2005, 13: 687-697.
- [52] Baral A, Bakshi B R. Comparative study of biofuels vs petroleum fuels using input-output hybrid life-cycle assessment [C/OL]. AIChE 2006 Annual Meeting, San Francisco, CA, 2006. <http://www.nt.ntnu.no/users/skoge/prost/proceedings/aiche-2006/data/papers/P69370.pdf>.
- [53] Lee C H, Ma H W. Improving the integrated hybrid LCA in the upstream scope 3 emissions inventory analysis [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, 18(1): 17-23.
- [54] Suh S. Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-economic model [J]. *Ecological Economics*, 2004, 48: 451-467.
- [55] Suh S. Reply: Downstream cut-offs in integrated hybrid life-cycle assessment [J]. *Ecological Economics*, 2006, 59: 7-12.
- [56] Peters G P, Hertwich E G. A comment on "Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-economic model" [J]. *Ecological Economics*, 2006, 59: 1-6.
- [57] Lenzen M. A guide for compiling inventories in hybrid life-cycle assessments: Some Australian results [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2002, 10(6): 545-572.

A Review on Hybrid Life Cycle Assessment: Development and Application

WANG Chang-bo, ZHANG Li-xiao, PANG Ming-yue

(State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment,
Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: With the continuously strengthening complexity and systematization of its evaluation objects, life cycle assessment (LCA) methodology has gradually developed into three categories, including process based LCA (PLCA), economic input-output LCA (EIO-LCA) and hybrid LCA. The development and features of these methods were briefly stated in this study, and their strengths and weaknesses were analyzed with examples. It can be concluded that the bottom-up PLCA method, which is based on specific facility/site data, can describe elements in a supply chain precisely, but there exists cutoff error due to subjective boundary selection. The EIO-LCA method, which is based on national input-output table, is holistic but suffers from data lagging and aggregation error due to coarse graining of processes. The hybrid LCA has advantages of precision and completeness, since it combines PLCA and EIO-LCA. Then the paper emphasizes on discussing hybrid LCA. Some prospects of hybrid LCA were concluded and previewed to provide suggestions for its further improvement and development.

Key words: life cycle assessment (LCA); EIO-LCA; hybrid LCA; environmental management