

生命周期评价方法及应用于我国可再生能源领域研究进展

惠婧璇¹, 万里扬^{2, 3}

(1. 中国宏观经济研究院能源研究所, 北京 100038; 2. 清华大学环境学院, 北京 100084;
3. 东方证券股份有限公司, 上海 200010)

摘要: 近年来我国风力发电、太阳能发电的装机并网规模迅速增加。如何科学、准确、全面地评估可再生能源发展所带来的生态环境影响也成为政府、学界和公众普遍关注的问题。在众多的评估方法中, 生命周期评价是一种常见和有代表性的方法。该方法起源于西方并逐渐引入我国, 已经在我国可再生能源领域的研究中有所应用。本文综述了生命周期评价的生产流程分析法、环境扩展的投入产出法以及混合分析方法等方法学研究进展, 然后综述了基于上述方法学的我国可再生能源领域的有关研究进展, 包括生命周期方法的应用、本土数据库的发展以及影响评价方法的进展。认为研究高技术单元分辨率的混合生命周期研究方法、拓展建立本土化生命周期评价数据库和开发标准化的生命周期评价指标体系是我国可再生能源生命周期评价研究发展中应注意的问题。

关键词: 可再生能源; 生命周期评价; LCA 方法学; 背景数据; 实景数据

中图分类号: TK01 **文献标识码:** A **文章编号:** 1003-2355-(2020)03-0042-06

Doi: 10.3969/j.issn.1003-2355.2020.03.009

Abstract: Recently, the renewable energy installed capacity, such as wind and solar installed capacity, is growing rapidly in China. How to evaluate the eco-environmental impact of renewable energy developing scientifically, accurately and comprehensively is concerned by scholars, governors and the public. Life Cycle Assessment is a popular and typical one among numerous methods. LCA originated in the West and was introduced in China later. This article gives a review of methodology progress including Process Analysis, Environmentally Extended Input-Output Analysis and Hybrid Analysis, and their applying to renewable energy research in China which includes method using, local database developing and impact assessment progress. Three suggestions are given, including developing hybrid LCA with high technology-unit distinguishability, building local LCA database and developing standardized LCA indicator system.

Key words: Renewable Energy; Life Cycle Assessment; LCA Methodology; Background Data; Foreground Data

1 生命周期评价方法研究进展

1.1 概念缘起

生命周期评价(life cycle assessment, 简称LCA)方法被广泛应用于人类活动所拉动的全部生态环境影响。它覆盖“由摇篮到坟墓”的产品全生命周期, 从产品的源头开始追溯产品所在的生产

工序在整个产业链中所拉动的生态环境影响, 是末端治理理念以及“有烟囱才有污染”思想的彻底变革。将关注对象由末端工序拓展到整条产业链, 有助于完整、系统地识别产品从原材料开采、产品生产、产品使用以及产品最终处置这个过程中, 包含自身直接产生以及由于对其他产业的拉动和

收稿日期: 2020-02-21

作者简介: 惠婧璇, 博士, 助理研究员, 主要研究方向为能源–环境–经济系统建模, 能源系统可持续发展评估。

关联作用所产生的间接效应，帮助企业、政府的决策者以及消费者清晰识别从产品生产到产业发展所带来的完整的环境资源上的外部性。生命周期方法最早起源于欧美国家 20 世纪 70 年代对工业产品的研究。1969 年，可口可乐公司对饮料包装容器从原材料开采到最终废弃物处置整个过程的环境排出量和天然资源利用量进行了定量分析，这项研究也最终让可口可乐公司抛弃了玻璃瓶而转为使用塑料瓶作为产品容器，这一研究也为 LCA 奠定了基础。随后，随着世界第一次石油危机的出现，全球主要能源消耗大国加强了其自身对能源消费的关注力度，美国和欧洲国家相继开始在 LCA 框架下展开研究。1989 年环境毒理学与化学学会 (Society of Environmental Toxicology and Chemistry，简称 SETAC) 建立了第一个统一的研究 LCA 的国际化平台，并规范了一系列相关科学术语，为建立明确技术分析框架奠定了基础，并推动了以欧洲为主的国际 LCA 研究热潮。20 世纪 90 年代，国际标准化组织 (ISO) 建立了 LCA 的系列标准，并于 1997 发布了 ISO14040 的技术指南，将生命周期的评价体系规范化^[1]，形成了由目标定义和范围界定、清单分析、影响评价、结果解释四个阶段组成的方法框架。

在方法学上，按照对产品及产业关联所关注的视角及思路的不同，LCA 的具体实现方法学和计算原理可以分为三大类别：自底向上生产流程分析法 (Process Analysis，简称 PA)、自上而下的环境扩展的投入产出法 (Environmentally Extended Input–Output Analysis，简称 EEIOA) 以及将这两种方法相结合的生命周期混合分析方法 (Hybrid Analysis，简称 HA)^[2–4]。

1.2 生产流程分析法

PA 法是标准的自底向上 LCA 方法。它从生产过程中最基础的技术单元的直接生态环境影响例如资源投入及污染物排放出发，考虑产品多级生产流程中的所有的生态环境影响。以 ISO14040 所规定的方法学框架为代表，该方法在特定的流程和具体的技术上较为清晰，数据需求明确且简单可观，有较为成熟的技术框架和应用实例。在生态环境影响的碳排放问题方面，PA 被应用于多种产品的碳排放影响研究^[5–10]，例如 Christoforou 对砖坯生产过程中的碳排放进行研究发现，倘若降低对交通运输的需求及增大使用本地原材料的比例可以有效降低其生产流程中的能源消

耗、碳排放以及其他生态环境影响^[8]。在生态环境影响的水资源消耗问题方面，由 Chapagain 与 Hoekstra 等学者主导了一系列研究^[11–16]，该系列结合 PA 方法与水模型，细致分析了产品在不同阶段的直接水耗与隐含水耗。

总的来说，PA 方法框架下的 LCA 对边界和流程的定义清晰，在操作上具有较高的透明度。然而，针对不同研究对象而存在的这种人为定义的边界会造成比较显著的截断误差，并且 PA 法无法考察所定义的边界之外的行业及部门之间的依赖关系；将 PA 法运用到整个能源行业去追寻每一条生产链之间的循环关联也是一项近乎不可能完成的繁冗工作。如图 1 所示，以钢铁部门的生产为例，假设钢铁部门的生产活动对上游部门的需求只包括电力、煤炭、原材料、商品和服务这五大部门的投入。钢铁生产对电力部门的直接需求将拉动电力部门对这五大部门包括钢铁部门自身的间接投入需求，而面对这五大部门的间接需求的每一项投入又将拉动下一层的间接需求。在经济体内，若采用 PA 法分析，必然将通过在某一环节的截断来完成量化过程，从而造成截断误差；同时由于核算过程的复杂性，PA 法也不适合区域及以上宏观尺度的生态环境影响研究。

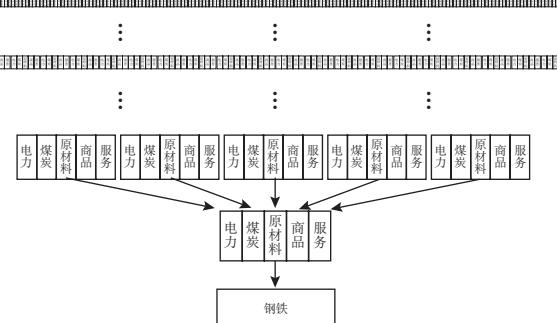


图 1 基于 PA 的 LCA 方法的复杂性

1.3 环境扩展的投入产出法

EEIOA 是基于投入产出经济模型 (Input–Output Analysis，简称 IOA) 的分析方法。与 PA 法不同，是一种宏观的自上而下的分析方法。IOA 法通过编制投入产出表将各部门之间的投入需求关系以矩阵形式表达，应用线性代数构建数学模型来揭示社会最终需求与各生产和在生产部门之间的复杂联系和量化关系，将部门生产之间的关系采用线性的固定生产系数表达^[17]。EEIOA 方法是 IOA 的扩展，在原有经济模型中加入所研究的环境指标，通过经济体内已有的产业依赖关系

来探究社会最终需求变化对各部门生产活动影响而最终造成的生态环境影响的变化。这种方法简单明了，通过线性代数模型来模拟社会经济复杂的关联所拉动的生态环境影响，极大地减少了描述区域经济体内部产业关联所需要的工作量。在研究多个区域经济关联所造成的生态环境影响上，EEIOA 拓展形成的多区域环境投入产出法，通过描述区域之间各部门之间的技术关联来量化各地区社会最终需求和生产活动所造成的跨区域生态环境影响及转移。

EEIOA 方法在生态环境影响的碳排放^[18-23]以及水资源消耗^[24-30]领域已有较为成熟的应用，运用部门之间的投入产出关系可以较为清晰地识别不同消费群体以及区域间净出口贸易所拉动的基于部门分类的直接和间接的生态环境影响。然而，IOA 方法所给予的投入产出表在部门分类上存在较为明显的合并以及同质化假设，难以针对具体的产品，较自底而上针对具体技术流程的方法具有较低的分辨率。

1.4 混合分析方法

由于 IOA 模型在部门分布上存在较高程度的合并，传统 IOA 模型难以识别由于部门内部的结构性差异对部门活动造成的生态环境的差异化影响，以及难以评估新兴产业例如新能源部门发展或部门内各子部门生产调整的结构性变化所带来的影响。将 PA 法针对具体流程和技术的细致描述和 IOA 法对全部门的完整描述的结合将有效地利用两类模型的优势。此时，基于特定研究对象将这两种方法相结合的投入产出——生命周期混合分析方法(HA)获得了广阔的施展空间。

混合模型扩展了微观层面的模型边界，同时提高宏观层面的模型分辨率。混合分析方法按照具体方法的不同可以分为分层混合方法(tiered hybrid analysis)，基于投入产出的混合方法(IO-based hybrid analysis)和整合混合方法(integrated hybrid analysis)^[31]。第一种混合方法是将基于 PA 的 LCA 方法对生产工序流程的描述所得到的结果直接带入 IOA 模型中。这种方法最为简单直接，但是 PA 和 IOA 在这个框架下是相互独立的，并且 PA 里所关注的商品流动也会包含在 IOA 中，可能会造成重复计算。第二和第三种方法相对较为复杂，并且对 IOA 的理解和使用具有较高要求。第二种方法是将已有的 IOA 模型按照需要进行拆分，运用 LCA 的清单数据对拆分出

的新部门的上游需求和下游供给进行分配，这种方法在概念上较为成熟。第三种方法是将基于 PA 的 LCA 对生产工序的物理量的描述以生产矩阵的形式嵌入原有的投入产出表中，具有较高的分辨率；然而，现有的整合混合方法需要大量基于技术工艺流程的参数支持，具有最高的时间和人力成本，并存在为解决数据缺失问题而进行的国家间数据借用和替代处理。

2 我国可再生能源领域生命周期评价方法研究进展

2.1 总体方法学研究进展

2.1.1 基于生产流程的 LCA 研究进展

应用于我国可再生能源领域的 LCA 方法多为在工艺或者项目层面的 PA 法，这些研究一般通过现场调研得到能耗和物耗等实景数据，再运用背景数据库得到相关产品的原料数据(其中包括从资源开采制作成原料使用的电力、燃料等数据)，最后通过计算识别出全生命周期流程中各个环节的生态环境影响数据。

以中科院杨东等人的研究为例，该研究运用 PA 法分析了 2 MW 双馈式风力发电机从原材料采掘、组件制造、设备组装、风机运行到风机拆卸废弃处理全过程的资源和能源消耗以及环境排放数据。研究中实景数据来源于河北某风电厂的实地调研，背景数据中聚酯树脂、环氧树脂、玻璃纤维和丙酮的数据来源于瑞士开发的 Ecoinvent 数据库，钢、铜、球墨铸铁、混凝土、水和电的数据来源于中科院开发的 RCEES 数据库，该研究发现风力发电机的主要能耗和生态环境影响来源于设备生产阶段的铁架、风电基础以及轮毂制造等^[32]。

针对太阳能光伏发电技术，已有研究识别出太阳光伏发电的主要能耗和生态环境影响产生于晶体硅光伏组件的制造过程^[33]，荷兰乌得勒支大学的学者回顾了 1975—2015 年全球光伏组件的全生命周期能耗及生态环境影响，发现从 1975 到 2015 年全球光伏组件的全生命周期碳排放已经从 400~500g/kWh 降到了 20g/kWh，这种下降主要来源于光伏组件制造过程供能的清洁化，由于中国的发电能源结构以煤为主，所以在中国生产的光伏组件的碳排放要高出欧洲生产光伏组件的一倍^[34]。同样运用 PA 法，很多研究识别了我国其他关键可再生能源技术生态环境影响主要产生环节^[35-40]，结果见表 1。

表 1 基于 PA 法识别的我国关键可再生能源技术生态环境影响主要产生环节

| | 生态环境影响主要产生环节 |
|----------|----------------------------|
| 风力发电 | 建设阶段的铁架、风电基础以及轮毂制造等 |
| 太阳能光伏发电 | 晶体硅光伏组件的制造过程 |
| 水电 | 运营过程(水库温室气体排放) 建设过程中的耗材 |
| 生物质直燃发电 | 建设过程中的混凝土消耗 |
| 生物质制燃料乙醇 | 生产阶段的蒸馏、蒸煮液化和脱水过程 |
| 地热能开发利用 | 地下工程建设过程 |
| 核能开发利用 | 核电站运营期间的外购电 乏燃料后处理 |

综合研究的结论看,可再生能源设备材料的生产和建设运营过程中的高资源和能源消耗是产生生态环境影响的主要来源之一。其中重要的原因是,我国的能源结构中煤炭占比较大,而煤炭能源在使用过程中排放大、生态环境影响大。水电的情况比较特殊,在不考虑水库温室气体排放的情况下,其生态环境影响主要来源于建设过程中的耗材制造^[36],如果考虑水库温室气体排放,50%以上的碳足迹将来源于运营过程^[35],因此如何界定水电全生命周期边界也是近期的一个研究难点。

2.1.2 基于投入产出的 LCA 研究进展

基于 PA 法的可再生能源技术 LCA 分析具有较高的准确性和较为详细的全流程影响描述,然而,它也具有一定的局限性,即 PA 法很难详尽地评估给定产品的完整供应链,例如基于 PA 法的风电项目分析最多只能考虑两三层间接投入“风机→钢铁→钢铁部门”,但对于钢铁部门对自身以及更上游行业的拉动 PA 法无法考虑,因此会存在截断误差。Lave 等和 Lenzen 估计了 PA 法的截断误差,发现由于产品系统通常只向前追溯一至三级原料产品的生产,更上游的生产过程被忽略,造成约 50% 的环境影响未被纳入考虑范围^[41, 42]。因此,基于 IO 的可以涵盖无限层级上游生产的生命周期评价方法逐渐发展起来,并被用于我国可再生能源技术的全生命周期评价。

以风电为例,王悦等人运用基于 IO 的混合方法对我国风电产业全生命周期碳排放进行核算,该研究基于总产出价值量的比例将风电部门从投入产出表中的“电力、热力的生产和供应业”部门拆分出来,并假设新的“风电部门”与“电力、热

力的生产和供应业”有相同的产品服务投入结构和使用结构,这一步骤类似于 PA 法中实景数据的获取。该研究随后通过政府间气候变化专门委员会(IPCC)发布的碳排放核算方法计算得出各部门的碳排放因子^[43],这一步骤类似于 PA 法中背景数据的获取。研究结果表明,我国风电产业 2010 年的全生命周期 CO₂ 排放总量为 1362.37 万 t,其中上游产业部门“电力、热力的生产和供应业”占 83.37%,“黑色金属冶炼及延压加工业”占 6.01%,“煤炭开采和洗选业”占 3.98%,“石油加工、炼焦及核燃料加工业”占 1.92%,“交通运输、仓储及邮电通讯业”占 1.11%^[44]。这样的结果是因为风电建设阶段使用的铁架、轮毂和叶片等投入来自于“黑色金属冶炼及延压加工业”以及“石油加工、炼焦及核燃料加工业”,而这些部门会消耗大量来自“电力、热力的生产和供应业”的电能,由于我国发电结构以火电为主,因此对电能的需求又会拉动“煤炭开采和洗选业”的投入,而煤炭资源需要通过运输方式获得,又拉动了“交通运输、仓储及邮电通讯业”的投入。可以看出,基于投入产出的生命周期分析可以识别出可再生能源技术产生主要生态环境影响的上游部门,从而可以对这些部门制定有针对性的环境政策来减少该行业的生态环境影响,使得可再生能源在全生命周期的角度也更为清洁。

到目前为止,运用基于投入产出的 LCA,针对其他可再生能源技术的研究还比较少,这主要是因为数据获取困难造成的。一方面是具有时效性的投入产出表获取较难,中国的投入产出表每 5 年编写一次(最新版是 2012 年),在 5 年之间会发布投入产出延长表(最新版是 2015 年),而我国的大多数可再生能源技术是在近几年才开始快速发展,因此不具时效性的投入产出表很难捕捉到可再生能源发展带来的生态环境影响数据。另一方面是用于拆分投入产出表的统计数据获取较难,要想把可再生能源技术从原有的部门中拆分出来,需要用到这些技术的价值总量,而从国家层面获得这么详尽的产品价值数据存在较大的困难。

2.2 LCA 数据库研究进展

如上一节所述,无论是 PA 法还是基于投入产出的全生命周期分析方法都需要用到背景数据,这些数据主要来自于已有 LCA 数据库。学术界主流的 LCA 数据库包括德国开发的 Gabi 数据

库^[45]、瑞士开发的 ecoinvent 数据库^[46]、美国开发的 USLCI 数据库^[47]以及欧盟开发的 ELCD 数据库^[48]。这些数据库主要关注欧洲和美国的背景数据，对于我国的产业情况刻画质量并不高，可能导致不能准确反映我国可再生能源的全生命周期的生态环境影响。但由于其描述的单元过程种类丰富，也有一些国内研究在难以获取本土化数据的情况下使用这些数据^[32]。

我国在 2000 年之后也开始建立自己的 LCA 清单数据库，其中数据质量较好的是四川大学和亿科环境开发的 CLCD 数据库¹。该数据库包含 600 多种单元过程，但是关于能源技术的单元过程主要集中在燃煤火力发电、水力发电以及电网建设^[49]，对于可再生能源技术的单元过程描述还在拓展中。

2.3 影响评价研究进展

在影响评价环节，如何定义生态环境影响，如何筛选关注的环境影响类型，并对其进行统筹计算也是一个难题。目前，国内 LCA 研究采用的影响评价方法以丹麦的 EDIP、瑞典的 EPS、荷兰的 CML 和 Eco indicator 为主，但是这些方法所评判的生态环境影响效应并不完全符合我国的环境状况^[50]，因此很难用于支撑相关政策决策。国内学者针对国内关心的环境问题，也建立了一些国内的环境影响评价方法和相关指标。例如四川大学的王洪涛等在 CLCD 数据库中主要设立了三种环境影响指标类型，大气（全球暖化、酸化和可吸入无机物）、水体（化学需氧量和富营养化）和土壤（固体废物）^[49]；Liu Yu 等建立了中国土地利用改变引起的净初级生产力变化所造成的环境损害的生命周期环境影响评价模型，将土地利用的相关影响纳入到了 LCA 分析中去^[51]。在数据标准化方面²，中科院生态环境研究中心的杨建新等通过对环境影响类型的分析和模型评价参数的确定，建立了生态环境影响评价的方法体系^[52]。

3 结论与建议

对 LCA 方法学的发展以及我国可再生能源领域 LCA 研究的进展进行综述发现，我国 LCA 方法在可再生能源技术领域的应用处于快速发展阶段，已经有一些研究成果可以支撑基本的技术发展判断。但是，考虑到我国可再生能源的开发规模可

能在未来的十几年成倍快速增长，对其全生命周期生态环境影响进行国家宏观和战略层面的研判就显得尤为重要。针对研究现状，我国可再生能源领域的 LCA 研究应注意以下三个方面的发展：

第一，研究高技术单元分辨率的混合 LCA 研究方法。应在现有投入产出表的基础上，加大对可再生能源技术以及其上游行业的调研。基于现实数据，较为细致地针对这些技术拆分现有投入产出表，对技术全产业链的生态环境影响进行追踪。

第二，拓展建立国内 LCA 数据库。识别可再生能源技术涉及的单元过程，并对这些单元过程展开实地调研普查，按照统一标准建立完善的基础数据库，并能够动态更新从而实时反映实际情况的变化。

第三，全面识别可再生能源技术利用的生态环境影响，开发标准化的 LCA 评价指标体系。应开展研究，针对我国国情，识别不同可再生能源技术利用全生命周期过程中可能发生的重要生态环境影响，合理选取并构建指标体系，使相关结果能够科学应用于有关政策决策过程。

参考文献：

- [1] 郑秀君, 胡彬 . 我国生命周期评价 (LCA) 文献综述及国外最新研究进展 [J]. 科技进步与对策, 2013, (06): 155–160.
- [2] Majeau-Bettez G, Strømman A H, Hertwich E G. Evaluation of Process-and Input–Output-based Life Cycle Inventory Data with Regard to Truncation and Aggregation Issues. Environmental Science & Technology[J]. 2011, 45(23): 10170–10177.
- [3] Suh S. Functions, commodities and environmental impacts in an ecological–economic model[J]. Ecological Economics, 2004, 48(4): 451–467.
- [4] Hendrickson C, Horvath A, Joshi S, et al. Peer Reviewed: Economic Input–Output Models for Environmental Life–Cycle Assessment[J]. Environmental Science & Technology, 1998, 32(7): 184A–191A.
- [5] Dias P, Bernardes A M. Carbon emissions and embodied energy as tools for evaluating environmental aspects of tap water and bottled water in Brazil[J]. DESALINATION AND WATER TREATMENT, 2016, 57(28): 13020–13029.
- [6] Rodriguez Serrano A A, Alvarez S P. Life Cycle Assessment in Building: A Case Study on the Energy and Emissions Impact Related to the Choice of Housing Typologies and Construction Process in Spain[J]. SUSTAINABILITY, 2016, 8(3): 1017–1045.

¹ <http://www.ike-global.com/products-2/clcd-intro>

² 数据标准化是指对各种环境影响类型的相对大小提供一个可比较的标准

- [7] Sim J, Sim J, Park C. The air emission assessment of a South Korean apartment building's life cycle, along with environmental impact[J]. BUILDING AND ENVIRONMENT, 2016, 95: 104–115.
- [8] Christoforou E, Kyllili A, Fokaides P A, et al. Cradle to site Life Cycle Assessment (LCA) of adobe bricks[J]. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 2016, 112(1): 443–452.
- [9] Andres Salas D, Diego Ramirez A, Raul Rodriguez C, et al. Environmental impacts, life cycle assessment and potential improvement measures for cement production: a literature review[J]. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 2016, 113: 114–122.
- [10] Laleicke P F, Cimino-Hurt A, Gardner D, et al. COMPARATIVE CARBON FOOTPRINT ANALYSIS OF BAMBOO AND STEEL SCAFFOLDING[J]. JOURNAL OF GREEN BUILDING, 2015, 10(1): 114–126.
- [11] Hoekstra A Y, Hung P Q. A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade[R]. Delft, The Netherlands: UNESCO–IHE, 2002.
- [12] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption, Value of Water Research Report Series No. 50[R]. Delft: UNESCO–IHE, 2011.
- [13] Chapagain A K, Hoekstra A Y. Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products[R]. Delft, The Netherlands: UNESCO–IHE, 2003.
- [14] Chapagain A K, Hoekstra A Y, Savenije H H G, et al. The water footprint of cotton consumption[Z]. Delft: UNESCO–IHE Institute for Water Education, 200544.
- [15] Chapagain A K, Hoekstra A Y. Water footprints of nations. Value of Water Research Report Series No. 16[Z]. UNESCO–IHE, Delft, The Netherlands, 2004.
- [16] Hoekstra A Y. Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade, 2003[C].
- [17] Leontief W. Composite commodities and the problem of index numbers[J]. ECONOMETRICA, 1936, 4(1): 39–59.
- [18] Weber C L, Peters G P, Guan D, et al. The contribution of Chinese exports to climate change[J]. Energy Policy, 2008, 36(9): 3572–3577.
- [19] Liu Z, Geng Y, Lindner S, et al. Embodied energy use in China's industrial sectors[J]. Energy Policy, 2012, 49: 751–758.
- [20] Liu H, Xi Y, Guo J E, et al. Energy embodied in the international trade of China: An energy input–output analysis[J]. Energy Policy, 2010, 38(8): 3957–3964.
- [21] Guan D, Hubacek K, Weber C L, et al. The drivers of Chinese CO₂ emissions from 1980 to 2030[J]. Global Environmental Change, 2008, 18(4): 626–634.
- [22] Weber C L, Matthews H S. Embodied environmental emissions in US international trade, 1997–2004[J]. ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY, 2007, 41(14): 4875–4881.
- [23] Kondo Y, Moriguchi Y, Shimizu H. CO₂ Emissions in Japan: Influences of imports and exports[J]. Applied Energy, 1998, 59(2–3): 163–174.
- [24] Dong H, Geng Y, Sarkis J, et al. Regional water footprint evaluation in China: A case of Liaoning[J]. Science of The Total Environment, 2013, 442(0): 215–224.
- [25] Zhao X, Yang H, Yang Z, et al. Applying the input–output method to account for water footprint and virtual water trade in the Haihe River basin in China[J]. Environmental science & technology, 2010, 44(23): 9150–9156.
- [26] Wang Y, Xiao H L, Lu M F. Analysis of water consumption using a regional input–output model: Model development and application to Zhangye City, Northwestern China[J]. Journal of Arid Environments, 2009, 73(10): 894–900.
- [27] Zhao X, Chen B, Yang Z F. National water footprint in an input–output framework—A case study of China 2002[J]. Ecological Modelling, 2009, 220(2): 245–253.
- [28] Dietzenbacher E, Velazquez E. Analysing Andalusian virtual water trade in an input–Output framework[J]. REGIONAL STUDIES, 2007, 41(2): 185–196.
- [29] Velázquez E. An input–output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia[J]. Ecological Economics, 2006, 56(2): 226–240.
- [30] Moran D, Wood R. CONVERGENCE BETWEEN THE EORA, WIOD, EXIOBASE, AND OPENEU'S CONSUMPTION–BASED CARBON ACCOUNTS[J]. Economic Systems Research, 2014, 26(3): 245–261.
- [31] Suh S, Huppes G. Methods for Life Cycle Inventory of a product[J]. Journal of Cleaner Production, 2005, 13(7): 687–697.
- [32] 杨东, 刘晶茹, 杨建新, 等. 基于生命周期评价的风力发电机碳足迹分析[J]. 环境科学学报, 2015, 35 (3): 927–934.
- [33] 刁周玮, 石磊. 中国光伏电池组件的生命周期评价 [J]. 环境科学研究, 2011, 24 (5): 571–579.
- [34] Louwen A, van Sark W G, Faaij A P, et al. Re-assessment of net energy production and greenhouse gas emissions avoidance after 40 years of photovoltaics development[J]. Nature Communications, 2016, 7: 13728.
- [35] 杜海龙. 金沙江大型水电站碳足迹的生命周期分析研究 [D]. 中国科学院大学 (中国科学院重庆绿色智能技术研究院), 2017.

(下转第 24 页)

下半年需求集中释放时仍需密切关注部分时段、局部区域的供应安全问题。

6.2 抓住历史契机加快改革落地，推动天然气高质量发展

2020年既是天然气“十三五”规划最后一年、“十四五”规划即将开启之年，又是连续三年市场供需偏紧后的喘息之机，行业发展长期愿景和短期诉求再次实现统一，改革将迎来最后一个宝贵的时间窗口。抓住当前的历史契机，加快油气行业体制改革方案和配套政策落地，才能最终实现天然气行业高质量发展。为此，建议：一是加快矿业权改革的配套制度设计。尽管行政性障碍逐步解除，外商和民营企业可以市场竞争方式获得油气探矿权，但改革落地还需要多项制度安排。加快配套政策设计和出台，包括地质资料的公开和共享、矿业权市场流转机制的探索、矿业权市场作价和评估规则的建立、探矿权有效转化为采矿权的方式等。二是加快形成国家管网运营新机制。加快相关资产、人员按照市场规则依法交付和转移，缩短过渡期。重点解决上下游协调问题，建立新的管网运行调度机制。同时，完善基础设施投融资机制，加快干线管网和储气库建设。三是加快建立全产业链监管规则。随着市场化改革不断深入推进，加强天然气产业链监管，尤其是对主干管网等基础设施，建立以成本监审和第三方准入为重点的监管规则。四是完善价格形成机制。为配合管网公司的过渡和建设，保持天然气价格机制基本稳定，创造有利的市场环境。根据国内外供需形势，适时调整基准门站价格。总结部分地区试行调峰气价的经验并向全国推广。此外，应尽快研究出台扩大天然气利用的政策措施，向市场释放积极信号，稳定行业发展预期。

(上接第 47 页)

- [36] 邹治平, 马晓茜, 赵增立, 等. 水力发电工程的生命周期分析 [J]. 水力发电, 2004, 30 (4): 53–55.
- [37] 林琳, 赵黛青, 李莉. 基于生命周期评价的生物质发电系统环境影响分析 [J]. 太阳能学报, 2008, 29 (5): 618–623.
- [38] 董丹丹, 赵黛青, 廖翠萍, 等. 木薯燃料乙醇生产的技术提升及全生命周期能耗分析 [J]. 农业工程学报, 2008, 24 (7): 160–164.
- [39] 王建军, 刘延锋, 尤伟静. 地热工程生命周期的环境影响评价 [J]. 安全与环境工程, 2014, 21 (5): 104–108.
- [40] 姜子英, 潘自强, 邢江, 等. 中国核电能源链的生命周期温室

参考文献：

- [1] 国家统计局. 2019 年国民经济和社会发展统计公报 [D/OL]. http://www.stats.gov.cn/tjsj/zxfb/202002/t20200228_1728913.html, 2020-02-28.
- [2] 杨晶, 刘小丽. 2018 年我国天然气发展回顾及 2019 年展望 [J]. 中国能源, 2019, 41 (02): 13–18.
- [3] 国家统计局. 2019 年 12 月份能源生产情况 [D/OL]. http://www.stats.gov.cn/tjsj/zxfb/202001/t20200117_1723395.html, 2020-01-17.
- [4] 海关总署. 2019 年 12 月全国进口重点商品量值表 (人民币值) [D/OL]. <http://www.customs.gov.cn/customs/302249/302274/302275/2833811/index.html>, 2020-01-14.
- [5] 中国电力企业联合会. 2019–2020 年度全国电力供需形势分析预测报告 [N/OL]. <http://www.cec.org.cn/guihuayutongji/gongxufenxi/dianligongxufenxi/2020-01-21/197090.html>, 2019-01-21.
- [6] 萧芦. 2013–2018 年中国天然气产量 [J]. 国际石油经济, 2019, 27 (04): 105.
- [7] 刘朝全, 姜学峰. 2019 年国内外油气行业发展报告 [M]. 北京: 石油工业出版社, 2020. 101.
- [8] 刘毅军. 过渡期主管部门的协调保障必不可少 [N/OL]. 中国能源报, 2019-12-23 (004).
- [9] 杨建红. 回顾 | 世创咨询重磅发布 2019 年中国天然气行业十大事件! [N/OL]. <https://mp.weixin.qq.com/s/NFE52g0y3os5Gh3V9pLqcg>, 2020-01-09.
- [10] 黄燕华. 年终盘点 | 天然气 2019: 体制改革落子国家管网, 市场化加速 [N/OL]. <https://mp.weixin.qq.com/s/ySVay1kI7hp1jXfWFKX3sg>, 2019-12-27.
- [11] 宋杰鲲, 韩文杰, 康忠燕, 等. 中国天然气消费重心迁移路径与驱动因素分解 [J]. 中国能源, 2019, 41 (04): 15–22.
- [12] 罗娜, 王丽娟, 何东博. 中石油天然气未开发储量分类评价及潜力分析 [J]. 中国能源, 2019, 41 (03): 45–47.

气体排放研究 [J]. 中国环境科学, 2015, 35 (11): 3502–3510.

- [41] Lave L B, Cobasflores E, Hendrickson C T, et al. Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges [J]. Environmental Science Technology, 1995, 29(9).
- [42] Lenzen M. Errors in conventional and Input–Output–based Life–Cycle inventories [J]. Journal of Industrial Ecology, 2000, 4(4): 127–148.
- [43] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories [R]. Tokyo: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006.

(下转第 33 页)

至上、技术自主、协调推进”原则，注重基础研发，加快对先进技术的引进、吸收和再创新，推动全产业链自主化和“降成本”。从产业格局看，首先应确立氢能产业与新能源汽车、传统能源行业的协同、互补发展关系，氢能产业要更多发挥补充、衔接、整合作用。其次国家相关部门要通过规划、政策、标准等手段，引导各地差异化布局。第三要加强产业监测预警，合理引导市场预期，推动氢能产业持续健康高质量发展。

全面推进，持续开拓氢能应用场景。国际社会对氢能的作用和价值已基本形成共识，即“大氢能”定位，在工业、交通、建筑、能源等诸多领域都有巨大的潜在应用价值。而我国各地区已发布近40项氢能规划；一些国家把重心放在车用领域，是其产业发展和技术积累的大势所趋，而我国不但不具备绝对技术优势。而更重要的是，在全球积极应对气候变化大背景下，我国极有可能做出更负责任、更具挑战的减碳目标，需探索技术可行、经济合理的解决方案。因此，应围绕难以减排领域构建“大氢能”应用场景，并充分考虑实际情况，按照经济、适用、高效原则深入研究、合理选择、详细论证、科学布局。

积极实践，试点探索多样化商业模式。由于氢能具有的易燃易爆属性，和技术不成熟、价格偏高等特点，决策者在管理上选择偏保守的策略无可厚非。但同时也要鼓励各地开展多样化商业模式试点探索，寻找可行路径，凝聚社会共识。例如在可再生能源富集地区，开展可再生能源制氢、天然气管道掺氢、绿色化工等实践；在氢能消费增长潜力较大地区，探索“母站+子站”的网络

(上接第24页)

- [44] 王悦, 郭森, 郭权, 等. 基于IO-LCA方法的我国风电产业全生命周期碳排放核算[J]. 可再生能源, 2016, 34 (7): 1032–1039.
- [45] Baitz M, Colodel C M, Kupfer T, et al. GaBi database & modelling principles 2012[J]. Leinfelden-Echterdingen, Germany, 2012.
- [46] Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H J, et al. The ecoinvent database: Overview and methodological framework (7 pp)[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2005, 10(1): 3–9.
- [47] Trusty W, Deru M. The US LCI database project and its role in life cycle assessment[J]. Building Design and Construction, 2005, 5: 26–29.

化、梯次式加氢站及基础设施建设模式。未来要全面总结和宣传试点成功经验，实现以试点促地方、以地方促全国的目的，走出一条“自下而上”与“自上而下”相结合，推动管理体制、价格机制、政策措施、标准规范不断调整完善的新路子。

参考文献：

- [1] 中国国际经济交流中心课题组. 中国氢能产业政策研究 [M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2020.
- [2] 万燕鸣. 加快氢能发展 助力京津冀蓝天保卫战 [J]. 中国能源, 2019, 41 (06): 43–47.
- [3] 符冠云. 氢能高质量发展之路 [J]. 中国改革, 2020, 1.
- [4] 吴善略, 张丽娟. 世界主要国家氢能发展规划综述 [J]. 科技中国, 2019, (07): 91–97
- [5] 刘坚, 钟财富. 我国氢能发展现状与前景展望 [J]. 中国能源, 2019, 41 (02): 32–36.
- [6] 王蕾, 裴庆冰. 能源技术视角下的能源安全问题探讨 [J]. 中国能源, 2019, 41 (10): 38–43.
- [7] 德国不断加大氢能领域投资，预计年底发布国家级氢能战略 [EB/OL]. <https://energy.cngold.org/c/2019-11-11/c6683449.html>, 2019-11.
- [8] 边文越, 陈挺, 陈晓怡, 等. 世界主要发达国家能源政策研究与启示 [J]. 中国科学院院刊, 2019, 34 (4): 488–494.
- [9] 符冠云, 郁聪, 白泉.“氢能热”下的“冷思考”: 谨防化石能源制氢形成的高碳锁定效应 [J]. 中国经贸导刊, 2019, (12): 44–47.
- [10] 鲍金成, 赵子亮, 马秋玉. 氢能技术发展趋势综述 [J]. 汽车文摘, 2020, (02): 6–11.
- [11] 曹勇. 中美氢能产业发展现状与思考 [J]. 石油石化绿色低碳, 2019, 4 (06): 1–6.
- [12] 郑爽. 国际碳价政策进展及对我国的启示 [J]. 中国能源, 2019, 41 (10): 33–37.

- [48] Recchioni M, Mathieu F, Goralczyk M, et al. ILCD Data Network and ELCD Database: current use and further needs for supporting Environmental Footprint and Life Cycle Indicator Projects[J]. Joint Research Centre-European commission, 2013.
- [49] 刘夏璐, 王洪涛, 陈建, 等. 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型 [J]. 环境科学学报, 2010, 30 (10): 2136–2144.
- [50] 马雪, 王洪涛. 生命周期评价在国内的研究与应用进展分析 [J]. 化学工程与装备, 2015, (2) .
- [51] Development of Chinese Characterization Factors for Land Use in Life Cycle Impact Assessment[J]. Science China: Technological Sciences, 2010, 53(6): 1483–1488.
- [52] 杨建新, 王如松, 刘晶茹. 中国产品生命周期影响评价方法研究 [J]. 环境科学学报, 2001, 21 (2): 234–237.