

建筑并网光伏系统生命周期环境影响研究

Environmental Effects Investigating for the Grid-connected BAPV

一级学科：建筑学

学科专业：建筑技术科学

研 究 生：梁佳

指导教师：高辉 教授

天津大学建筑学院学院

二零一二年十二月

独创性声明

本人声明所提交的学位论文是本人在导师指导下进行的研究工作和取得的研究成果，除了文中特别加以标注和致谢之处外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得 天津大学 或其他教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

学位论文作者签名：

签字日期：

年 月 日

学位论文版权使用授权书

本学位论文作者完全了解 天津大学 有关保留、使用学位论文的规定。特授权 天津大学 可以将学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，并采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编以供查阅和借阅。同意学校向国家有关部门或机构送交论文的复印件和磁盘。

（保密的学位论文在解密后适用本授权说明）

学位论文作者签名：

导师签名：

签字日期： 年 月 日

签字日期： 年 月 日

中文摘要

太阳能是一种清洁、高效的可再生能源。光伏发电作为太阳能利用的重要方式,经过最近三四十年的快速发展,技术和经济方面基本具备了规模化发展的条件,成为世界各国能源替代的重要选择。同时,随着可持续建筑理念的普及和发展,光伏系统作为易于与建筑结合的供能系统,其应用日趋广泛,不仅有效地补给建筑运行期间能源需求,也成为世界能源结构优化的重要组成部分。我国近年来光伏产业迅速发展,产业规模已经在国际上处于领先地位。然而作为新兴产业,其能源效率和生产过程中环境的影响需要经过科学的论证。

论文采用生命周期分析方法,对我国现阶段生产水平的建筑并网光伏系统从原料生产到废弃回收的全生命周期环境影响进行了系统研究。建立了较为完备的我国建筑并网光伏系统的生命周期清单。构建了基于终点破坏类型的建筑并网光伏系统生命周期环境影响模型,并对所建立的清单进行环境影响量化。以天津地区为例,对安装在不同建筑位置的 1kW_p 建筑并网光伏系统生命周期的环境能源指数和环境影响进行模拟和计算。经论证,天津地区 1kW_p 建筑并网光伏系统生命周期内消耗的能源能够通过自身光伏作用产生的能量在 3-6 年内回收。全生命周期产能为消耗能源的 4-8 倍,具有较好的能源效益。同时,与相同发电量的燃煤系统在同一环境影响评价模型下进行环境影响比较,建筑并网光伏系统与燃煤发电相比在能源耗竭和生态系统影响等方面具有较大优势。最后对天津地区某一多层建筑类型进行计算,安装并网光伏系统能够满足 70% 的居民非采暖用电负荷,在补偿建筑运行能耗方面具有一定作用。

关键词: 生命周期分析 终点破坏类型 建筑并网光伏系统 能量回收期 环境影响评价

ABSTRACT

Solar energy is one of renewable energy with clean and efficient characteristics. Being a worldwide choice to alternative energy, Photovoltaic Generation, utilizing solar energy, has meet the technical and economic requirements for large-scale application after rapid development in recent decades. Because of the development of sustainable building and PV system integrated into building system easily, Grid-connected Building-attached Photovoltaics (BAPV) is widely used, resulting in not only supplying enough energy for the operation of buildings but also being crucial role in optimizing word energy structure. The industry scale of PV system in our country has reached the international leading-position currently. However, as an emerging industry, it is necessary for PV system to demonstrate its operation efficiency and the environmental impacts caused by generation.

Through life-cycle technology, this paper presents a systematic study on grid-connected BAPV from production of materials to waste recovery, as well as a complete list of BAPV. A model for life cycle of grid-connected BAPV based on endpoint damage is established with its potential environmental impact quantified. In Tianjin, the range of energy pay-back time is 3-6 years for 1kW_p BAPV installed in different positions with energy return index and net electric generation in the whole life cycle being 4-8 and 10135-23027kWh respectively, achieving better economic effectiveness. Simultaneously, compared with the environmental effects of the coal system , Grid-connected BAPV superior to the coal system with the minor limitation on environment to generate the same amount of electricity.

Key words: Life Cycle Assessment, Endpoint Camage Category, Grid-connected BAPV, Energy Pay-back Time, Environmental Impact Assessment

目 录

第一章 绪论.....	1
1.1 课题背景	1
1.1.1 能源问题和可再生能源的发展.....	1
1.1.2 建筑能耗和可持续建筑的供能系统.....	3
1.1.3 研究目的.....	4
1.2 建筑并网光伏系统的发展情况和存在问题	4
1.2.1 光伏系统的产生和发展.....	4
1.2.2 光伏系统生产和应用中存在的问题.....	6
1.2.3 国内外相关问题的研究现状.....	7
1.3 研究内容	10
1.4 研究方法和技术路线	10
1.4.1 研究方法.....	10
1.4.2 技术路线.....	11
1.5 论文创新点	12
第二章 生命周期环境影响评价方法.....	14
2.1 生命周期评价的原则和方法学框架	15
2.1.1 目的与范围的确定阶段.....	16
2.1.2 清单分析阶段.....	16
2.1.3 影响评价阶段.....	18
2.1.4 解释阶段.....	19
2.2 生命周期研究评价进展	19
2.2.1 生命周期评价方法学研究的进展.....	20
2.2.2 生命周期评价的应用发展.....	23
2.3 我国建筑并网光伏系统生命周期评价	25
第三章 建筑并网光伏系统的生命周期清单.....	27
3.1 目的和范围	27
3.1.1 目的.....	27
3.1.2 研究范围.....	27
3.1.3 数据来源和统计方式.....	28
3.2 清单分析	30

3.2.1 硅砂到工业硅生产	30
3.2.2 多晶硅提纯	32
3.2.3 多晶硅铸锭和切割（硅片生产）	34
3.2.4 光伏电池的制备	36
3.2.5 光伏组件封装	38
3.2.6 组成光伏系统	40
3.2.7 光伏系统的使用阶段	41
3.2.8 拆解回收阶段	42
3.2.9 系统运输 过程	43
3.2.10 清单中其他材料的能耗和排放	45
3.3 清单的数据处理	49
3.3.1 并网光伏系统的生命周期能耗	49
3.3.2 清单数据质量评估	50
3.3.3 敏感性分析	53
3.3.4 小结	55
第四章 建筑并网光伏系统的生命周期环境影响评价	57
4.1 影响类型的选择	57
4.2 破坏因子的选择	61
4.2.1 人类健康影响（HD）	61
4.2.2 生态环境破坏（ED）	67
4.2.3 资源消耗（RE）	71
4.2.4 能源消耗(EE)	74
4.3 归一化	75
4.4 加权	77
4.5 光伏系统生命周期环境影响评价	79
第五章 建筑并网光伏系统能源和环境效益潜力研究（以天津地区为例）	81
5.1 建筑并网光伏系统的能源发展潜力	81
5.1.1 太阳辐照量与光伏系统的发电效率影响因素	81
5.1.2 光伏系统在不同安装方式下的年发电量计算	86
5.1.3 建筑并网光伏系统生命周期能量指标的研究	92
5.2 建筑并网光伏系统的环境效益研究	95
5.2.1 燃煤发电的环境影响	96
5.2.2 建筑并网光伏系统与燃煤发电的环境影响比较	97

5.3 并网光伏系统生命周期发电对建筑运行能耗补偿研究	98
5.4 结果讨论	100
第六章 结论与展望.....	101
6.1 结论	101
6.2 不足和改进	102
6.3 展望	102
参考文献.....	105
附 录.....	114
发表论文和科研情况说明.....	122
致 谢.....	123

第一章 绪论

1.1 课题背景

1.1.1 能源问题和可再生能源的发展

能源是人类社会生存发展的必需品。从远古时期历经千百万年自然作用下生成的煤炭、石油等不可再生化石燃料支撑了人类社会几百万年的发展。从 19 世纪开始,在世界经济迅猛发展、人口急剧膨胀的社会现实下,能源在人类社会的生产和生活中的重要性日益显现出来。IEA(国际能源署, International Energy Agency)预测 2030 年全球一次能源需求总量为 177 亿吨油当量,这个数字仍以 1.8% 的年均增长率在稳步上涨。目前煤炭、石油、天然气这三大化石能源占有世界能源消费结构中的 88.1%^[1]。而根据已探明的能源储量和目前的开采速度来看,全球石油仅可供生产 40 年,天然气和煤炭则为 65 年和 155 年^[2]。能源消耗量飞速增长和不可再生能源储量十分有限之间的矛盾,使能源短缺成为经济社会发展的一个严重制约因素。同时,化石能源开采和使用过程中造成的大气污染、臭氧破坏、温室效应、酸雨等气候污染现象也日益加剧。

面对这种局面,世界各国结合资源潜力、能源消费情况和技术水平,积极寻求未来能够实现大规模应用的可再生能源作为常规能源的补充。除了有较早利用历史的传统可再生能源水能外,风能、太阳能、生物质能等产业发展很快。2007 年全球可再生能源发电能力为 240GW(不包括已占全球发电量 15% 的大型水力发电),其中发电能力最大的是风能,约为 95GW;增长最快的技术为并网光伏发电,约为 7.7GW;06 年世界现有太阳能热水采暖能力达到 105GW^[3]。预计 2020 年可再生能源会占到全球能源消费总比例的 30%^[3]。

中国作为世界能源生产和消费大国,能源消费构成和发达国家有一些差别。世界能源消费大国以石油天然气为主,煤炭不超过 30%。而我国还是以煤为主,至 2009 年煤炭占一次消费的比重仍超过了 70%;每年 75% 的二氧化硫、85% 的二氧化氮、60% 的一氧化氮和 70% 的悬浮颗粒物都来自于燃煤^[4]。化石能源产生的污染给我国节能减排工作带来的压力不容小觑。因此推动可再生能源的发展和利用成为我国能源产业发展的重点。

我国国土面积广阔,有非常丰富的可再生资源。从 1995 年《电力法》颁布开始,可再生能源逐步成为我国能源战略的重要组成部分。目前水能、风能等已经实现了大规模开发,2010 年这两种能源的装机总量为 24713 万千瓦,发电量

7361.36 亿千瓦时，占全国发电量的 17.4%。我国有良好太阳能资源利用条件（年日照时数超过 2200 小时）的地区占国土面积的三分之二以上，年太阳辐射总量超过每平方米 5000 兆焦，太阳能光热、光电利用产业体系正在形成。生物质能、地源热能等也有所发展。2010 年底我国发电装机总容量构成如图 1-1。而国家发改委颁布的《可再生能源中长期发展规划》中，2020 年可再生能源在我国能源结构中的比例将争取达到 16%。

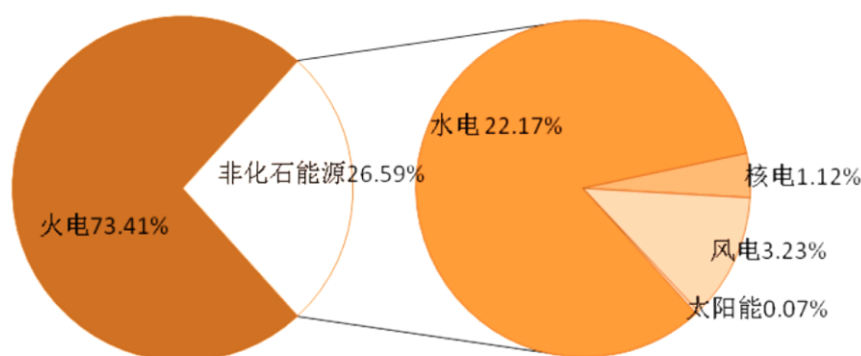


图 1-1 2010 年底我国发电装机总容量构成^①

大力发展可再生能源有利用减少对化石能源的依赖。但从长远来看，目前已经形成一定规模的水电和风电远不足以满足我国现有能源结构调整的需要。我国十分丰富的水利资源集中在西南部偏远地区，东中部水能开发利用率大的经济发达省份水资源却相对较少，长距离输电的电力损失很大，而且水利资源总量是有限的，不能够无限扩展。我国风电资源呈现北部大于南部，沿海大于内陆、平原大于山丘等鲜明特点，主要分布在远离负荷中心、电网薄弱的地区，大规模风力发电上网对电网建设的要求很高。风电项目建设对场地的开阔性要求比较高，在发电过程中会产生巨大的噪音和振动问题，加上需要大规模、远距离、大容量、间歇式电力和电量的输送，这些问题都困扰着风电与用电终端紧密结合。相比之下，太阳能总量丰富、取之不尽，能够就近开发就近输送，减少对电网的压力和输送损耗。太阳能光伏发电系统可以通过不同面积组合能够提供任意规模的发电量，发电峰值与电力峰值需求一致，能够实现灵活运用。在这几点上，太阳能光伏具有其他可再生能源难以比拟的优势。

地面太阳能光伏系统最早以离网光伏系统的形式，应用在公共电网难以覆盖的偏远地区，以满足当地基本用电需求。后来发展到与常规电网相联共同承担供电任务的并网光伏系统，并使光伏发电进入了大规模商业化应用的道路。太阳能

^① 国家能源局网站 http://www.nea.gov.cn/2012-01/17/c_131365258.htm

光伏系统在能源构成中的替代功能大为增强,尤其是并网光伏系统的应用比例快速增长。已成为光伏系统应用市场的主流,见表 1-1。

表 1-1 世界并网太阳能光伏发电市场份额逐年变化^①

年	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
份额%	7.9	21.3	23.5	29.9	41.7	50.4	51.4	55.5	65.9	~70	~75	~80

1.1.2 建筑能耗和可持续建筑的供能系统

建筑能耗占能源消费总量中很大比重。目前,商用、公建和民用这三种建筑类型的能耗在全球终端能源消费总量中占 35% 的比例^[5]。2007 年我国城乡建筑运行能耗,包括建筑物照明、采暖、电器使用等,约占中国商品能源总量的 25.5%^[6],占我国建筑生命周期总能耗的 80% 以上。发达国家的经验显示,社会发展到一定程度后建筑运行能耗甚至占到社会商品总能耗的三分之一左右^[7]。近年来我国城市化进程的加快使建筑面积不断扩大,建筑能耗也在不断提高。我国城镇建筑总面积在 1996~2006 年这十年间从 62 亿 m² 增加到 175 亿 m²,建筑总能耗也从 2.43 亿吨标煤提高到 5.63 亿吨标煤。公共建筑和城镇住宅的非采暖能耗的涨幅最大,2006 年折合标煤分别达到了 1.1 亿吨标煤和 1.0 亿吨标煤^[8],且该数值仍远低于发达国家这两类建筑的同类能耗水平,随着人民生活质量的不断提高,建筑运行能耗将继续增加。

建筑能耗问题始终是建筑行业的一项重大科研课题。一方面,从新型建筑材料、围护结构保温、建筑节能构造等方面入手,实现建筑能源的“节流”,这也是目前所谓生态建筑、绿色建筑的主要研究方向;而另一方面,是“开源”,积极寻找能够与建筑有机结合的可再生能源系统来满足建筑用能的需求,如太阳能系统、地源热泵系统等。能够在建筑上大规模应用的能源系统,不仅应该具有环境友好、适应性强、能源容量相对稳定可靠的性质,为了减少转化过程能量的损失和提高能源的利用率,还应该使供能与用能的能源品位尽量一致,即由冷热源提供建筑的制冷和供热,由发电的能源直接供给建筑用电。太阳能这种分布广泛、用之不竭的能源,通过光伏效应的作用,可以直接给建筑供电。尤其是与建筑结合的并网光伏系统,减少了独立系统蓄能装置的投资耗费和电量制约,更能保证供能的稳定性,充分满足大规模建筑用可再生能源的各项要求,是十分重要的建筑供能系统。

时至今日,在可持续发展理念的指导下,我国建筑行业在积极推广能够减少

^①王长贵、王斯成主编,太阳能光伏发电实用技术(第二版),北京:化学工业出版社,2009:3

资源消耗,降低环境影响的可持续建筑。可持续建筑的一个重要评价方式就是考察建筑从建造到拆解回收的整个生命周期的能耗和环境影响。为可持续建筑供能的光伏系统在使用过程不产生污染和能源消耗,是一种清洁的能量来源。但是目前建筑光伏系统自身的全生命周期中对人类健康、资源消耗、环境破坏等方面有什么样的影响,却缺少相关的研究。只有确定建筑光伏系统从生产到回收的全生命周期内对能源有积极贡献,对环境影响不高于常规能源的环境要求,才能证明其符合可持续发展的原则。

1.1.3 研究目的

基于以上问题,论文围绕我国建筑供能系统中的并网光伏系统的生命周期开展研究。利用生产数据的收集和分析来明晰我国建筑并网光伏系统生命周期各环节的能耗、消耗的物质和环境排放的情况;在生命周期评价法中选取并完善适合光伏系统的评价体系和破坏类型,对环境建筑并网光伏系统生命周期影响进行评价;以天津地区为例,计算安装在建筑不同位置的光伏系统发电量,应用清单能耗数据,得出天津地区建筑光伏系统的生命周期能量回收期等能源指数;在所建立的清单和评价体系基础上,比较在天津地区产生相同电量的建筑并网光伏系统与燃煤发电环境影响的优劣。

1.2 建筑并网光伏系统的发展情况和存在问题

1.2.1 光伏系统的产生和发展

光伏是光生伏打效应的简称,即半导体材料(主要是硅)受到太阳光辐射能够产生电位差进而产生电流的一种效应。1954年美国贝尔研制出第一块硅太阳能电池,拉开了现代光伏技术研究的序幕。最初的光伏电池转换效率只有6%,经过改进后达到10%并在航天事业上用来在太空给人造卫星供电。1973年世界能源危机加快了光伏技术的开发进程,并使之从太空用途发展为向偏远地区供给电力。由于偏远山区电网架设不便,光伏系统独立发电,通过蓄电池储存多余电能,这种方式称之为离网发电或者独立发电系统。20世纪90年代至今,光伏利用的成本不断降低,技术不断提高,应用范围也从偏远地区的小范围独立供电扩大到大规模并网光伏发电,这种方式不受蓄电池容量的限制,能源的利用效率较高。光伏系统容量灵活、便于组装的特点使之很快成为城镇建筑供能系统的首选之一。与建筑一体化结合的应用方式不仅扩大了光伏系统的应用范围,同时也为建筑设计和建筑运行供能提供了新的方式。在能源需求和光伏技术进步的双重推

动下,各国都在大力提倡光伏系统规模化尤其是与建筑相结合的规模化应用——国际能源组织(IEA)于1991年和1997年两次启动建筑光伏屋顶集成计划;美国、欧洲约于1997年相继推行“百万屋顶光伏计划”;德国建成了全球首座零排放太阳能电池组件厂和世界最大的屋顶安装光伏并网系统;日本更重视太阳能与建筑材料和构造一体化的结合,推出了;其他如瑞士、荷兰、西班牙等国家都实施了类似的计划。2007年底世界光伏发电实际总装机容量约近12GW_p,其中并网发电应用约占光伏市场份额的80%^[9]。

在电池技术方面的进展主要来自于电池种类的丰富和转化效率的提高、材料利用率和生产规模的扩大,这些都间接促进了组件成本的降低,同时又进一步扩大了光伏系统的市场应用范围。传统的块状晶硅光伏电池,在制造工艺、原料利用率等方面技术不断提高。此外,多种薄膜电池如微晶硅薄膜、化合物薄膜电池等,因其原材料成本低、构造形式灵活,近些年也得到了较快发展,但是由于其转换效率仍较低,限制了一部分应用。2009年各种电池的实验室效率见表1-2。目前国际太阳能市场一半以上仍为晶硅光伏电池,大规模生产的晶硅电池转化效率约为14~20%。

表 1-2 2009 年世界光伏电池的实验室最高转换效率^①

电池种类	最高效率	研制国家	电池种类	最高效率	研制国家
单晶硅电池	24.7%	澳大利亚	GaAs/InGaP	30.28%	日本
多晶硅电池	20.3%	德国	CIGS	19.5%	美国
微晶硅电池	10.1%	日本	CdTe	16.5%	美国
非晶硅电池	12.8% (稳定)	美国	染料敏化电池	11%	瑞士
多晶硅薄膜	16.6%	德国	HIT	21.5%	日本

我国光伏产业在1971年开始起步,东方红二号卫星就应用了我国自行研制的光伏电池。“六五”期间,国家科委曾主持引进两条单晶硅太阳能电池生产线,但随后缺少政策支撑和业界认识使光伏产业发展缓慢。直到“九五”规划开始,科技部加强了对光伏产业的支持,光伏产业开始飞速发展。从2006年开始,国家相继出台了《可再生能源法》(2006)、《国家中长期科技发展规划纲要》(2006-2020)、《可再生能源发展“十二五”规划》(2012)等一批相关政策法规,在“国家科技支撑计划”(2011)等科技计划中对光伏技术提供研发支持,还有上海“十万屋顶计划”、江苏“光伏发电推广计划”、三部委联合发布的“太阳能屋顶计划”和“金太阳工程”等一批技术示范与试点工程,这些极大地推动了我

^① 杨洪兴,周伟编著,太阳能建筑一体化技术与应用,北京市:中国建筑工业出版社,2009:163

国光伏产业的发展。截止 2010 年，我国屋顶光伏电站的装机规模约 30 万千瓦，占我国光伏装机总量的 28.8%。2010 年国家能源局颁布的《太阳能发电发展“十二五”规划》中，2020 年太阳能发电总装机容量要达到 5000 万千瓦，其中分布式光伏发电系统要达到 2700 万千瓦。

在我国光伏电池和系统制造上，2005 年起随着世界光伏市场的强力推动，我国光伏电池生产量快速扩容，两年间各地纷纷上马超纯多晶硅生产线，晶体硅片、电池组装、系统平衡部件等配套产业也随之发展壮大。2007 年无锡尚德、保定英利、河北晶澳、江苏林洋和南京中电 6 家公司已在世界前 16 位光伏电池生产商中占有一席之地，我国成为光伏电池的第一生产国，90% 的光伏电池远销海外。电池质量基本能够达到世界平均水平。2009 年我国各类光伏电池的实验室最高效率见表 1-3:

表 1-3 2009 年我国各类光伏电池的实验室最高效率^①

电池种类	最高效率	研制单位	电池种类	最高效率	研制单位
单晶硅电池	20.4%	天津电源研究所	GaAs	29.25%	天津电源研究所
多晶硅电池	18%	无锡尚德	CIGS	14.3%	南开大学
微晶硅电池	11.8%	南开大学	CdTe	13.38%	四川大学
非晶硅电池	9.2%	南开大学	染料敏化 电池	7.4%	中科院等离子所
			HIT	17.27%	中科院研究生院

2010 年末我国光伏电池产量达 1000 万千瓦，占有全球市场份额的 50% 以上。同时，我国光伏发电装机量却只有 893 兆瓦，仅占世界装机量的 2.2%。凭借海外市场的旺盛需求，我国光伏市场在几年内迅速发展达到国外该行业发展三十年的规模，同时也为产业发展受制于海外市场埋下了隐忧^[10]。

1.2.2 光伏系统生产和应用中存在的问题

世界对能源危机的隐忧使光伏行业在三十年间飞速发展，但是作为一个新兴产业，除了政策和市场的波动会对其产生影响外，行业内在发展力，如价格、技术、环境影响等方面，对光伏行业发展的稳定性起了更重要的作用。

1978 年的光伏组件价格高达 78 美元/瓦，经过三十多年的发展，已经下降到 2010 年的 2 美元/瓦，在 2012 年更是低于 1 美元/瓦。但相比常规能源发电价格

^① 施鹏飞 等撰稿，中国新能源与可再生能源年鉴 2010，广州，中国新能源杂志编辑部，2010

仍有较大差距,需要政府通过价格补贴来提供支持,如日本对光伏系统初始补贴为系统造价的 70%,德国通过上网电价法补贴光伏市场使之提前三年完成 2010 既定的累计安装量的目标。2008 年底欧洲债务危机的影响开始蔓延至全球,及 2010 年前后一些欧洲国家如德国、意大利等取消或降低对光伏系统的财政补贴,使世界光伏系统市场遭遇了迅速扩张后的强烈萎缩。如德国 solonSE 公司、美国 Evergreen 公司等一些光伏企业和制造商已经申请破产,对产品主要依靠出口欧洲市场的我国光伏企业影响更大,截止目前国内几百家小规模的光伏企业已经停产,规模较大的 40 家光伏企业仅约四分之一在维持生产。2012 年初欧盟、美国对我国光伏出口开展反倾销调查更加剧了我国光伏行业的困境。

除了受价格波动和市场萎缩的影响外,光伏生产中存在对能源消耗和环境污染情况的疑问。光伏系统生产过程中,尤其是晶硅电池的提纯过程和光伏组件封装过程用到的一些辅料,不仅需要消耗一定的能源,生产过程处理不当还会产生一些污染物。我国光伏产业发展初期,一些掌握了先进技术的国外公司实行技术封锁,使我国刚刚起步的光伏行业只能通过引进俄罗斯生产线或自主研发来进行生产。产能扩张过快、节能技术研发滞后和生产过程环境处理不到位,的确产生了一些环境问题。2010 年商务部将光伏组件生产中的多晶硅提纯行业列入“高能耗、高排放”的行业名单中。2011 年我国工信部、国家发改委和环境保护部又联合发布了《多晶硅行业准入条件》,加大了对晶硅行业的能耗控制和监管。

对于光伏系统来说,在运行过程中产生的能量能否抵消生产、安装的能耗,如果可以产生多余的能量,能够获得多于自身生产消耗的多少倍?作为产生电量的清洁能源,在运行过程中所减少的环境影响能否抵消生产过程中对环境的影响?光伏系统对环境的影响主要集中在哪些方面?衡量光伏系统作为可再生能源系统其发展前景如何,发展潜力何在,这些问题需要通过我国光伏系统的生命周期研究中得到解答。

1.2.3 国内外相关问题的研究现状

对光伏系统从生产到回收整个生命周期的资源能源消耗和环境影响消耗进行研究,需要用到生命周期评价的研究方法。有关生命周期评价方法介绍和应用研究将在第二章进行介绍。本小节主要介绍光伏系统生命周期评价的研究进展。

1.2.3.1 国外光伏系统生命周期评价的研究

世界上一些如德国、日本等光伏系统起步较早的国家,如今已经形成了相对稳定的生产和研究环境。关于光伏系统全生命周期的研究已经开展了十多年。较早的研究有 1998 年德国的 Huber 等^[11]对硅基光伏电池进行生命周期评价。

1998-2000 年, 荷兰的 Alsema 用多国参考文献数据估计了三种电池组件(多晶硅、单晶硅、薄膜电池)和系统辅件的能耗取值范围, 预测技术改进对降低能耗的效果^[12]。并在 2005 年利用更新的数据对 2004 年之前的 12 个欧洲和美国光伏产业的温室气体排放、额外成本等进行研究^[13]。日本的 Kato K 在 1998 年开始对光伏系统进行研究, 如住宅硅基 PV 系统的能源指数和碳排放^[14]、使用硅基、化合物光伏材料的大规模光伏电站的生命周期成本比较等。

在 2005 年前后, 荷兰与美国的研究机构联合欧美光伏企业对光伏系统的生命周期数据进行研究更新, 包括三种电池技术从硅料制备到光伏系统的生产数据。随后晶硅光伏系统的生命周期数据库发布, 体现了欧洲和美国光伏系统当时的生产水平^[15]。之后各国学者发表了大量研究文献, 如 Niels Jungbluth (2005)^[16]对瑞士在 2000 年运行的 12 种联网光伏系统, 包括了不同原材料(单晶硅、多晶硅)、不同安装形式(立面安装、平屋顶安装、倾斜安装)等, 从硅砂到电池组件, 安装结构和 30 年运行期及之后的拆除等全过程进行了研究, 并且考虑了并网的混合电力供应。在得出详尽环境影响评价的基础上, 还和其他类型的能源系统进行了比较。J. E. Mason 等人(2006)^[17]研究了 3.5MW_p 的多晶硅光伏系统中平衡系统(BOS)全生命周期的能量回收期 and 温室气体排放量。而 Vasilis Fthenakis 等人(2006)^[18]则用 2005 年的数据重新评价 04 年之前的 12 个欧洲和美国的光伏系统的能量回收期、温室气体排放量及外部成本。Stoppato (2006)^[19]建立了包括系统物耗和能耗的生命周期清单, 考虑了不同高度纬度辐射的能量回收期 and CO₂ 排放指数及本国(意大利)具有优势的混合电力生产方式。新西兰 Bob Lloyd 等(2010)^[20]探讨了从化石能源向大型光伏阵列发电过渡的可能性和局限性, 认为全球电力需求年增长率即使从 2%-3.2% 降到 1%, 到 2100 年也会出现能源供应困难, 而凭借技术改进的速度, 在 21 世纪中叶硅基光伏电池可能代替化石燃料。既然和其他可再生能源的每 kWh “内涵能”(embodied energy)^①相当, 光伏技术会成为混合可再生能源的重要组成部分。其他的光伏电池种类的研究还包括 Rob 等(2010)^[21]对非晶硅、微晶硅的硅层厚度对上游物耗和能耗的影响, 及额外的叠层对含氟气体(温室气体)排放的影响的研究; H.C. Kim 等(2011)^[22]对微晶硅和多结化合物电池中改变沉积工艺对转换效率的提高和能源回收期的影响作用等。

纵观国外十几年来对光伏生命周期的研究, 有以下几个特点和结论:

- 1) 研究范围比较全面和系统, 不仅包括了不同原材料、不同生产方式光伏系统, 也包括系统安装规模、运行方式等不同情况的生命周期评价。
- 2) 评价范围多集中在能源回收期 and 温室气体排放, 一些也讨论了生命周期

^① 内涵能(embodied energy)指参与到产品生产过程中的能量。

成本问题;评价内容除了生命周期各生产过程的清单情况和对结果影响较大的因素的追踪,还包括改进生产技术后生命周期评价结果的变化范围的预测。一些研究着重于不同光伏电池类型甚至光伏与其他能源系统之间的生命周期分析结果的评价和比较,如风能系统、热电混合系统等。

3) 光伏系统的能耗估计:1997年 Alsema^[23]按每 m^2 组件面积估计晶硅耗能为 4200~13900MJ,非晶硅在 710~1980MJ,配套部件 BOS 约需 600~1900MJ;2007年欧盟光伏产业统计的光伏生产水平^[24]约为晶硅能耗 2525~3308kWh/kWp,薄膜电池 1995kWh/kWp,比十年前约下降了 40%。

4) 光伏系统能量偿还时间及变化:光伏系统能量偿还时间受消耗能量和产生能量这两个因素决定,后者和安装地点的太阳辐射情况与系统综合效率相关。因此不同国家和地区的能量偿还时间差别很大。2006年国际能源署等机构的联合报告^[25]中列举了多个城市采用标准晶硅组件的并网光伏系统能量偿还时间 1.6~4.7年。

5) 以晶硅材料为例,生命周期能耗主要集中在上游硅的提取和硅料切片的有效利用的生产部分,和下游生产部分组件安装的支架等辅料生产的部分。系统能量回收期受安装位置的影响很大,屋顶南向倾角明显优于墙面安装。

1.2.3.2 国内光伏系统生命周期评价的研究

目前国内的光伏系统的研究文献比较少。研究主要集中在能量回收期的研究,包括国内气候条件下不同地区不同安装方式、生产流程各环节的能耗比较等。杨金焕等(2009)^[26]研究了光伏发电的效益,不同地区采取并网光伏方阵最佳倾角,只研究生产过程中能耗并将其数值除以 0.8 作为全生命周期能耗来计算,回收期在 2-8.65 年,因此在光伏系统整个运行寿命(30-35 年)内能够回收其全生命周期消耗的能量。对于光伏系统的 CO_2 排放指数,则采取国际能源署(IEA-PVPS)2006 年的报告来计算,得出和安装角度有关的国内部分城市并网光伏系统的减排潜力, CO_2 排放指数约为每峰瓦 8.92t 到 39.20t。谷立静(2009)^[27]通过分析文献数据与国内外进行比对,及用软件模拟来计算我国典型城市的全年发电量等方式,得出我国 1kW_p 光伏组件的生命周期能耗约为 47818MJ-66947MJ,考虑到不同地区不同安装形式的 BIPV 系统能量回收期相差很大,认为如果加上系统运行和维护难以达到理想状态,某些日照辐射量小的地区在组件及系统产品寿命期内达到能量回收可能会出现困难。胡润青(2009)^[28]根据我国光伏产业的发展现状,分析计算全生命周期的光伏系统的能量回收期,得出我国生产在北京以最佳倾角安装的 1kW_p 屋顶光伏并网系统能量回收期为 3.44 年;同样认为太阳辐射资源条件对能量回收期的影响很大;并且高纯度多晶硅制备环节和多晶硅

铸锭切片环节的节能降耗是我国光伏制造业中薄弱的环节。刁周玮（2011）^[29]通过 2009 年我国光伏电池组件的主流和最优两种生产水平的数据,辅以 Ecoivent 数据库对光伏组件生命周期进行评价,并以光伏组件形式通过宁夏和日本两地的日照条件进行能量回收期分析。认为国内 1kW_p 光伏组件的生命周期能耗约为 6815~15502 MJ, 能量回收期为 3.82~7.44 年,所产生的差别是受到技术水平的影响。

国内的研究目前一般仅对光伏系统生命周期中部分环节进行研究,没有对系统从开采到回收全过程的研究。一些集中在生产过程对能源回收期的影响,或者仅仅加入了温室气体排放过程,没有对其环境影响类型进行深入研究。而光伏系统生产和运行对环境的影响不仅仅局限于温室气体排放方面。能源回收期也不能仅和部分生产环节和部分生产排放有关联。因此需要建立从硅料开采生产到光伏系统回收的完善环节的生命周期清单,并采取适当的环境影响模型对其进行较为全面的环境影响评价。

1.3 研究内容

论文研究对象是我国建筑并网光伏系统的环境影响。主要包括以下三个方面:
——收集并整理相关数据,对我国建筑并网光伏系统的生命周期清单展开研究。

——根据建筑并网光伏系统环境影响特征,选取适宜的生命周期评价体系和环境影响类型;分析并确定环境影响类型的破坏因子,研究建立我国建筑并网光伏系统环境影响评价体系并确定环境影响数值。

——对所建立的生命周期清单和环境影响结果进行应用。以天津地区为例:模拟建筑不同安装位置的光伏系统的能量输出情况,并结合清单中生命周期能耗值得出不同安装位置的光伏系统的能量回收期等能源环境指数;与相同发电量条件下燃煤发电的环境影响进行比较,论证光伏系统作为替代常规能源的可再生能源的环境潜力,评估在天津地区发展建筑并网光伏系统所能够发挥的环境效应。

1.4 研究方法和技术路线

1.4.1 研究方法

1) 生命周期分析

论文对建筑并网光伏系统的研究是建立在生命周期分析方法的基础上的。通

过生命周期方法建立研究对象的清单框架和影响评价体系,涵盖了研究对象从生产、运行到拆解回收的全过程。应用生命周期软件对清单进行合并和整理。

2) 信息分析

论文参考了研究光伏系统生产、运行过程的大量国内外文献,建立了基本符合我国现有生产水平的光伏系统生命周期清单;通过文献研究和数据整理,建立了适合建筑并网光伏系统的生命周期环境影响评价体系。

3) 软件模拟

在研究建筑并网光伏系统运行的发电量时,运用了软件模拟的方法。通过 PVSYST V5.11 软件,对天津地区建筑并网光伏系统不同安装方式进行年发电量的计算。

4) 对比论证

对占我国电力生产主体的燃煤发电的环境影响与建筑并网光伏系统运行的建筑影响进行了对比研究。揭示了作为可再生能源的建筑并网光伏系统与常规化石能源在环境影响方面的不同,并对建筑并网光伏系统应用潜力进行了评估。

1.4.2 技术路线

论文的技术路线如图 1-2:

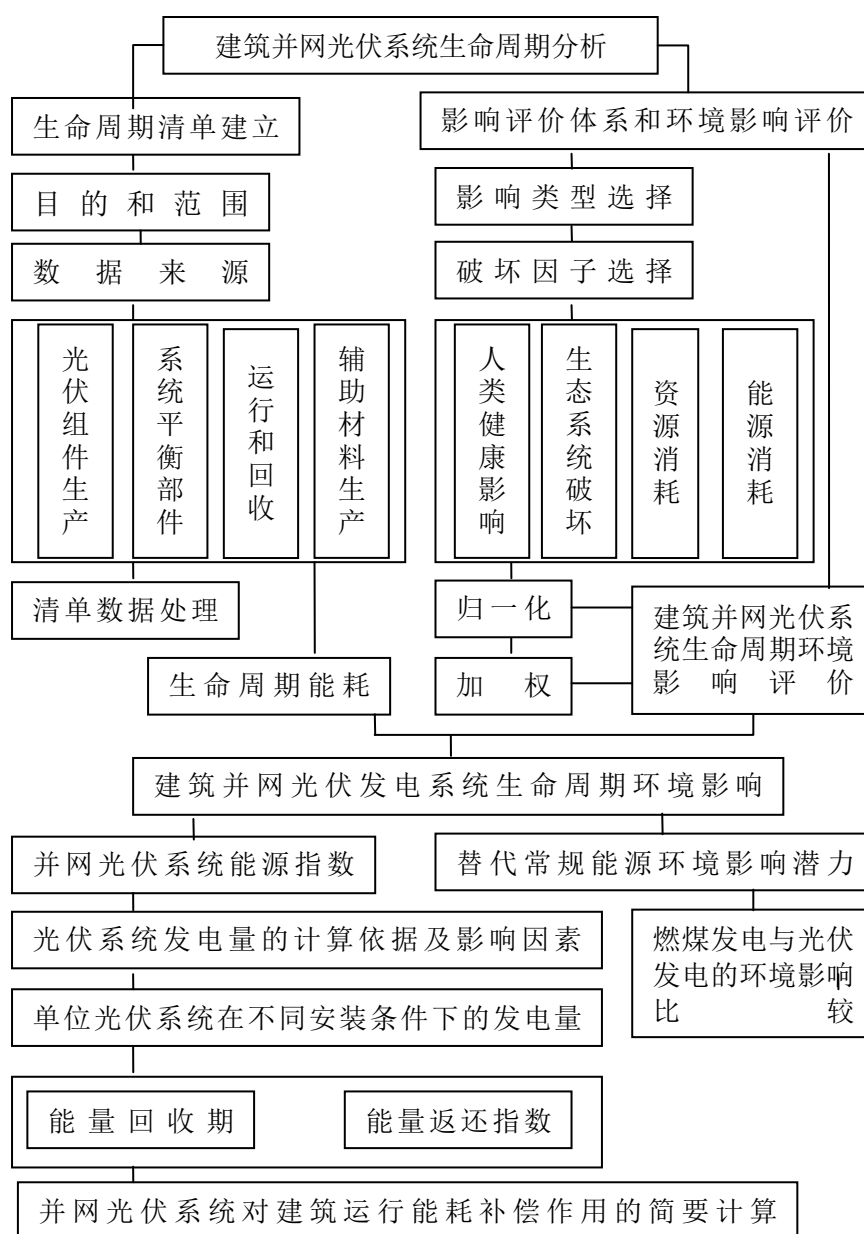


图 1-2 论文的技术路线

1.5 论文创新点

论文围绕我国建筑并网光伏系统生命周期的环境影响开展研究。创新点有以下三点：

1) 通过对我国光伏系统生产现状的研究，系统地完成了我国建筑并网光伏系统生命周期资源、能源消耗和环境影响的数据分析；建立了涵盖从原材料生产到光伏系统废弃回收全过程的、基本符合我国近年生产水平的建筑并网光伏系统的生命周期清单。

2) 以 ISO14040 生命周期评价系列标准为蓝本, 构建了基于终点破坏类型的建筑并网光伏系统环境影响评价模型; 在该模型基础上通过对所建立的建筑并网光伏系统生命周期清单进行环境影响评价和分析解释, 对建筑并网光伏系统生命周期环境影响进行了量化。

3) 利用建筑并网光伏系统生命周期清单和影响评价模型的成果和软件模拟, 取得了针对天津地区不同安装条件下建筑并网光伏系统全生命周期的能量回收期等能源环境指数; 论证了在天津地区产生相同发电量的条件下, 在特定环境影响类型方面建筑并网光伏系统的环境影响优于燃煤发电。

第二章 生命周期环境影响评价方法

生命周期评价的思想起源于 20 世纪 60 年代的石油危机。欧美的研究机构在能源应用方面开展生命周期研究。最初是为了提高能源的总利用效率，后来则逐渐扩展到环境问题、废弃物产生等方面。1969 年可口可乐公司对饮料包装从原料到废弃物处理的全过程进行跟踪和分析，奠定了目前生命周期清单分析的基础。

20 世纪 70-80 年代，欧美的一些公司和研究机构，开展了一系列资源和环境状况分析（Resource and Environmental Profile Analysis, REPA）的研究。随着可持续发展思想的普及和社会公众的日益关注，该类研究不同的侧重点和分析方法的混乱使生命周期的理论框架的迫切需要统一化。

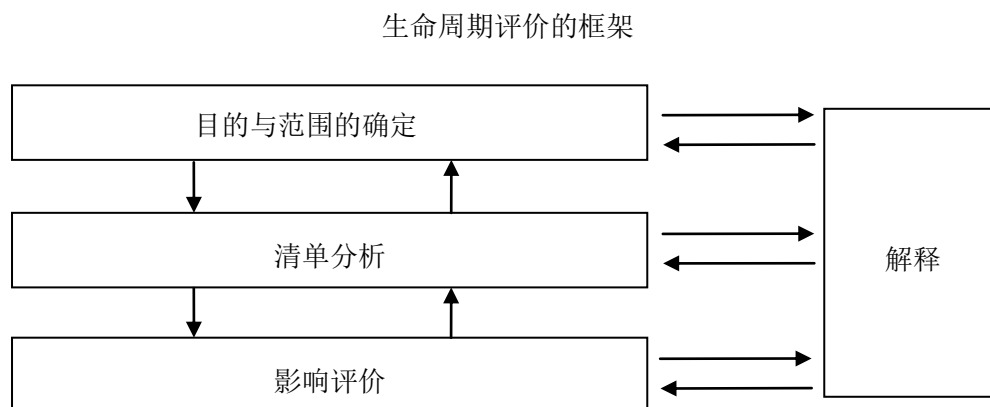
国际环境毒理学会和化学学会（Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC）在 1993 年出版了一本奠定生命周期评价基本技术框架的纲领性报告“生命周期评价纲要——实用指南”，成为生命周期评价方法论研究起步的一个里程碑。国际标准化组织（ISO）成立了 ISO/TC207 环境管理技术委员会，此后推出了 ISO14040-ISO14043 的一系列标准化文件，并于 2006 年将其进行了重新修订。我国的环境管理标准化委员会参照国际标准将其进行等同转换，并于 2008 年依据国际新标准进行同步修订。生命周期评价的国际标准文件及国内标准文件发展情况如下表 2-1 所示：

表 2-1 生命周期评价的国际标准及国内标准

国际标准 (转化国内标准)	(第一版) 环境管理—生命周期评价	国际标准 (转化国内标准)	(第二版) 环境管理—生命周期评价 (更新部分)
ISO14040:1997 (GB/T24040-1999)	原则与框架	ISO14040:2006 (GB/T24040-2008)	原则与框架 (术语更新, 增加了基准流和系统边界等的介绍, 合并了相关标准)
ISO14041:1998 (GB/T24041-2000)	目标与范围的确定和清单分析		
ISO14042:2000 (GB/T24042-2002)	生命周期影响评价	ISO14044: 2006 (GB/T24044-2008)	要求与指南 (根据生命周期评价的进展, 在原有基础上增加了产品流、评价分析、影响参数、系统边界等的术语的定义, 调整并补充了相关内容, 合并了相关标准。)
ISO14043:2000 (GB/T24043-2002)	生命周期解释		

2.1 生命周期评价的原则和方法学框架

在国际标准文件 ISO14040 中对生命周期评价的定义是：对一个产品系统的生命周期中输入、输出及其潜在环境影响的汇编和评价^[30]。生命周期评价是通过系统的观点，来识别从原材料的获取、能源及材料的生产、产品的制造和使用、到产品生命末期处理和处置的整个过程中系统潜在环境负荷的转移。生命周期评价主要以环境因素为焦点，围绕功能单位来确定相应的方法和数据的处理，优先采用自然科学作为决策的基础。一般包括以下几个步骤：确定目的和范围、进行清单分析 (LCI)、评价其对环境的潜在影响 (LCIA)，最后进行解释。如图 2-1 所示：

图 2-1 生命周期评价的阶段^①

2.1.1 目的与范围的确定阶段

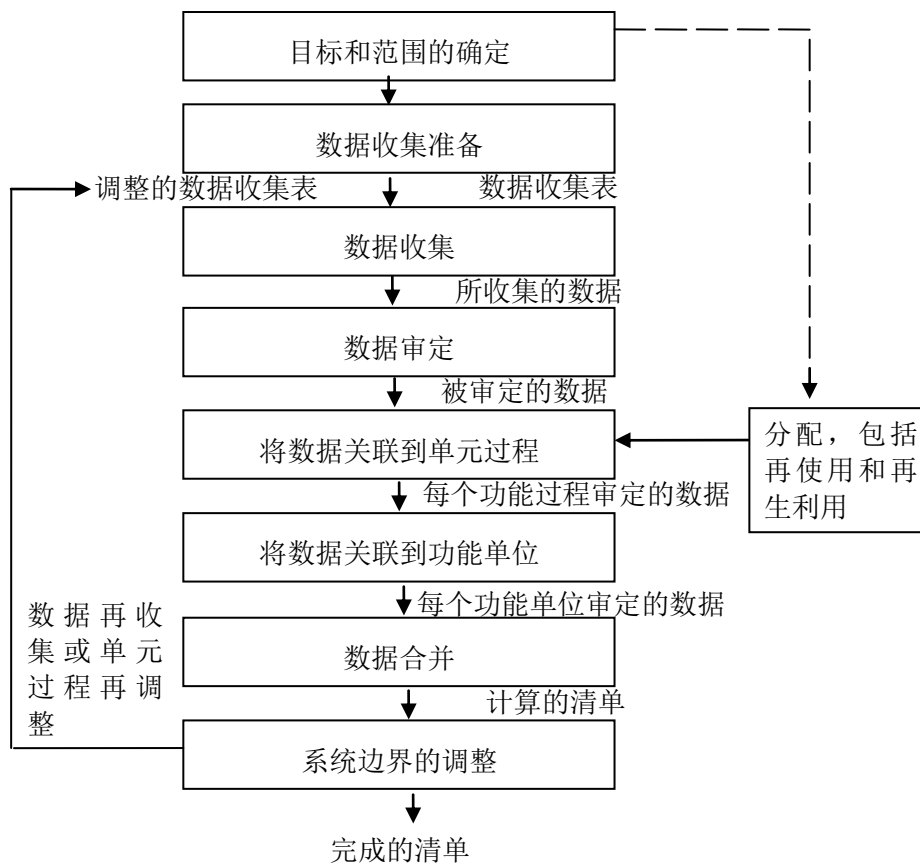
要进行生命周期评价，首先要说明基于何种目的对某种系统或产品进行研究，以便确定适宜的研究范围，来保证最终研究的成果与目的一致。为了达成该研究目的，还需要选择可量化的功能单位，为相关输入输出的取舍提供参考。

开展生命周期评价需要建立模拟的产品系统模型，基于研究目的和应用对象对系统模型中的要素进行选择 and 取舍，并作出相应的描述和说明。在设定系统边界时，主要原材料的获取、主要制造过程的物质输入和输出、能源的生产和使用、辅助物质的生产等均宜考虑在内。数据信息的收集过程中可能须对生命周期评价的研究范围的某些方面加以修正。

2.1.2 清单分析阶段

清单分析是生命周期评价基本数据的一种表达。对已确定的系统边界中划分的每一单元过程和功能单位，建立相应的数据清单，通过数据的收集和计算，来量化产品系统的输入和输出。清单分析的常用步骤如图 2-2 所示：

^① 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局，GB/T24040-2008，环境管理 生命周期评价原则与框架，北京：中国标准出版社，2008

图 2-2 生命周期评价清单分析的简化流程^①

1) 过程流程图

清单分析首先要绘制过程流程图，明确系统边界内所有需要建立模型的单元过程，及单元之间的相互关系。能够表达整个周期内物质、能量输入输出的相互关系。

2) 清单的数据

数据是清单分析的基础。系统边界内单元过程的输入和输出因子和该过程的运行条件有关，并受不同数据来源的影响，因此，在记录数据的过程中应同时表述公开数据的出处和关键数据的质量指标的详细信息。计算数据时，首选采用实际的生产组合来反应消耗的资源类型，其次可通过建立物理平衡等方式对数据的有效性进行检查。在合并不同单元过程的数据时，通过选择合适的流来将不同单元过程的数据进行合并。

3) 数据的分配

由于工业生产的复杂性，单一产品或线性物质出入流的工业过程十分少见，

^① 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局，GB/T24044-2008，环境管理-生命周期评价要求与指南，中华人民共和国国家标准，北京：中国标准出版社，2008

当系统存在多种产品和循环体系时，确定环境负荷在其中的分配就显得极为重要和困难，如不能通过进一步分解工艺或者扩展系统边界来避免分配，则应根据具体情况采取适宜的分配方法。在本论文中涉及到的数据分配主要是一些辅料的循环利用，具体分配方式将在第三章说明。

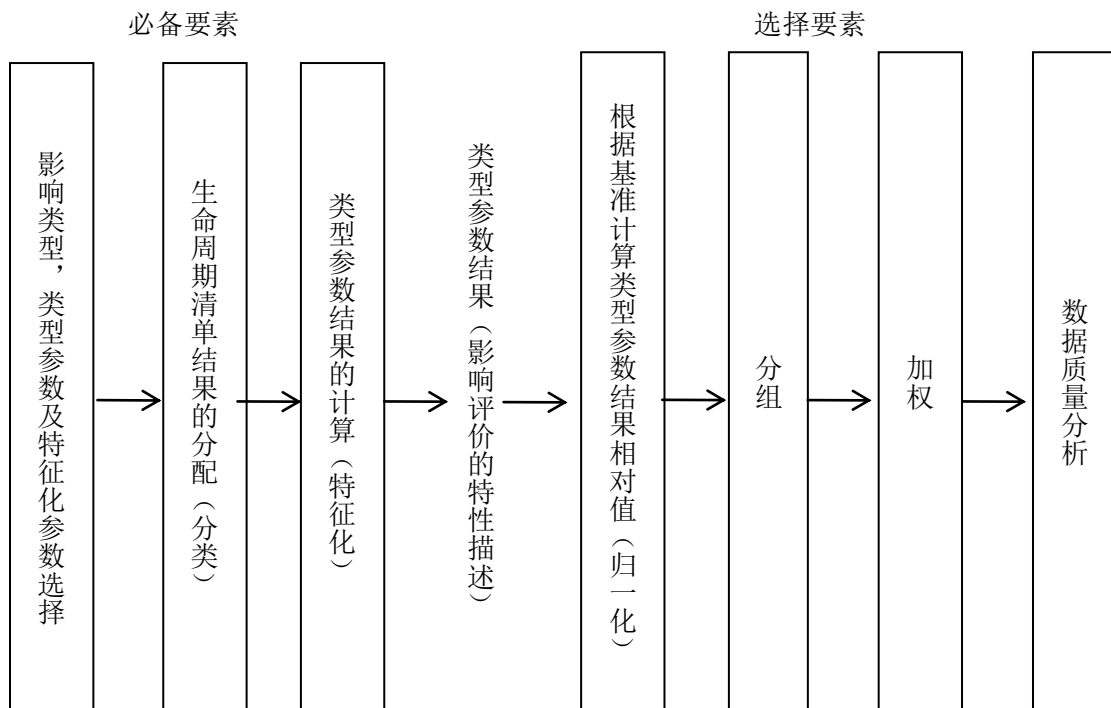
2.1.3 影响评价阶段

影响评价就是以包括系统资源和能源的消耗和向环境排放的清单数据为基础，对产品系统产生的环境影响进行定性或定量的表征。影响评价阶段的必备要素和可选要素如图 2-3:

1) 影响类型的选择和分类: ISO 标准中，给出了影响类型的一般原则，可以选择传统类型如酸化、资源消耗，也可以根据实际需要代表性特殊问题来确定影响类型。生命周期影响评价常用的影响类型有: SETAC 的环境影响分类方案、丹麦技术大学的“工业产品的环境设计方法”(EDIP)、美国国家环保局(EPA)根据影响的空间尺度的归类方案等。荷兰的“环境效应”法认为应该考虑消耗和排放对环境产生的具体效果入手，将其与人类活动的各种“环境干预”相关联，根据两者关系，客观地判断产品的环境性能。还有例如对环境的影响这一大类型中具体可包括生态毒性、土地占用、酸化和富氧化等环境类型。选择何种影响类型受所分析的产品系统的价值选择来决定。

选择了特定的影响类型，就可以将对环境影响一致或者类似的生命周期清单的数据划归一类影响类型，这是一个定性分析的过程。如将清单中镉、镍等有毒物质的数据划归为对生态系统破坏这一类环境影响。

2) 特征模型和特征化。特征化就是将划分为一种影响类型的清单分析的数据，用选定的特征模型转化成描述影响的叙词。这是一个定量分析的过程。

图 2-3 生命周期影响评价的各个要素^①

仍以毒性物质对环境的影响为例，以毒性物质对环境的潜在破坏值作为特征化因子，将镍、镉等可能导致环境影响的物质分别按照其潜在破坏值折合成统一的当量总数来表示的毒性物质对环境影响的参数结果。通过分组、归一化、加权等方式，将量化的参数统一为一个单一的指标。

2.1.4 解释阶段

生命周期解释是对来自生命周期清单及生命周期影响评价的信息的识别、判定、检查和评估的过程加以表述，以确定做出的结论、建议和决策能够满足第一阶段目的与范围所规定的要求。在生命周期解释阶段对前两阶段的结果进行组织，以识别和评估重大问题，形成结论和建议。

2.2 生命周期研究评价进展

生命周期评价是一种分析工具，自面世以来已经被广泛地应用于产品的开发和改进、工业行业战略规划、政府部门制定战略决策等方面。各国针对本国的实际情况，开展了涉及众多领域的生命周期分析和评价工作，目前其理论架构和实

^① 李群，代斌 主编. 绿色化学原理与绿色产品设计. 化学工业出版社, 2008: 18

际应用领域仍在不断的扩展中。作为一个基于实际应用的理论体系，其进一步研究主要包含两个方面：完善生命周期评价方法学的研究，和针对具体产品系统开展生命周期评价的应用研究。

2.2.1 生命周期评价方法学研究的进展

2.2.1.1 清单分析方面的研究

完善的数据清单是对产品系统做出可信的生命周期评价的基础。在每个产品系统的清单分析过程中都需要收集和处理大量的数据，同时依赖于已获得的一些基本数据。因此，建立符合区域要求的地域性数据库和设计易用的处理程序是清单分析过程的两大发展方向。通过最初对单一个案的研究，目前不同国家或研究机构已经建立了十余个著名的数据库，并开发了一些相应的分析软件。世界各国常用的数据库和分析软件见表 2-2。

表 2-2 世界常用的几种生命周期数据库和分析软件

国家	生命周期评价数据库及分析软件等	大致特点
德国	Gabi 3/LEGEP	前者操作界面友好、是开放式评价平台，包含影响评价和结果的图形化显示；后者是一种整合 LCA 和 LCC 方法的基于 ecoinvent 数据库的建筑专用 LCA 软件工具
荷兰	Ecoinvent /SimaPro	以 ISO 分类为基础，综合性数据库涵盖多个国家的数据信息，是具有代表性的数据库和数据分析软件
英国	Envest2/Boustead Model	使用“单元操作”概念，含包括经合组织全部及部分非经合组织的多个国家的数千种原材料和运输方式的“单元”。计算严谨、资料完整性较高
美国	Eco Manager	由四个数据库组成。按重量计算分配
法国	TEAM	含有数据层面，依照单元-节点-组-次系统-系统的连接方式，由公式计算各环节输入输出。具有一定的开放性，包括影响评价和结果对比。

不同国家和地区的资源、能源占有量、科技发展水平的情况都是不一样的，在生命周期评价中体现为很强的数据地域性，几乎各国都需要建立自己的环境影响数据库。20 世纪 90 年代起，我国开始开展生命周期评价的相关研究，目前还处于积累基础数据和建立符合本国特点的数据库的阶段。由于国内基础数据库尚

未完善，加上国家处在经济快速发展时期，产品研发、工艺改进的更新时间短、速度快，因此在进行清单分析时，数据收集的途径和处理方式是一大难题。1997年开始有部分论文针对有限的的数据收集种类和获取途径及不确定的数据进行研究，以便尽量提高数据的质量，扩充数据库的内容，为后一步的分析解释打好基础。国内关于生命周期清单数据处理的部分研究成果见表 2-3：

表 2-3 国内生命周期清单数据处理的研究成果

数据处理	论文信息	主要内容
获得数据的方式	生命周期评价中清单分析数据的获得（席德立等，1997） ^[31]	利用行业污染系数、企业内部流程等方式获得和检验数据。
数据质量评价	生命周期清单分析的数据质量评价（莫华等，2003） ^[32]	用向量分析法将质量指标法和不确定性分析法结合起来。
需要不确定性分析的数据	生命周期清单不确定性分析的主要数据选择（刘涛等，2006） ^[33]	综合了数据对清单结果的贡献大小和数据不确定性两方面的因素进行数据选择。
数据条件不确定时处理办法	不确定数据条件下的生命周期评价及其应用（郑元等，2003） ^[34]	在输入输出数据条件不确定的情况下，将概率统计的方法代替固定数值来对产品生命周期进行评价。
数据质量体系的分析方法	LCI 数据质量体系中的分析方法研究（刘微，2006） ^[35]	用同类技术数据计算来替代数据缺失值，包括数据的统计处理、不确定分析、敏感性分析等。
清单分析算法	生命周期评价清单分析的算法研究 ^[36] （夏添等，2005）	利用高斯消元法的原理来简化计算并得到详尽数据。
数据库分析与建模	生命周期评价数据库分析与建模（张亚平等，2006） ^[37]	对数据进行归类和分析，基于 ISO 标准和 SETAC 方法论，并参考 EDIP 模型初步建立了基础数据模型。
改进基础数据的清单分析	基于生命周期的能源上游清单分析模型改进（王婧等，2009） ^[38]	提出一种改进的清单模型，使能源上游环境负荷因子的清单结果可以追溯到最终端。

在数据库的建立方面，北京工业大学和一些高校 1998 年起主持了两项国家 863 计划项目课题，获得了国内七类典型工程材料的基础数据。近年来各大高等院校和研究机构在不同行业和产品系统中开展的生命周期清单分析和评价工作也为我国基础数据库的建立打下了坚实的基础，这部分的内容将在 2.2 节中介绍。

其中四川大学通过对部分产品国内市场评价水平的调研,初步建立了涵盖我国九大行业 500 多个单元过程的中国环境生命周期参考数据库 CLCD^[39],据此设计了我国生命周期评价的清单管理分析的通用数据库软件 eBalance。eBalance 集成了目前已得到的部分国内生产数据,并允许用户自行记录原始数据和算法,是国内首个可公开获得的 LCA 软件与本土化数据库。

2.2.1.2 影响评价方面的研究

由于环境问题所具有的动态性和复杂性,影响评价是生命周期评价中难度最大的一部分,国际上对影响评价的统一方法仍存在争议。美国 EPA 的“生命周期影响评价草案”中收录了多达 36 种生命周期影响评价方案,仍无一种方案可以作为普遍接受的基准^[40]。其中经常采用的评价方法,大致分为考虑环境影响因子和影响机理的“环境问题法”和关注影响后果的“目标距离法”两大类。前者如瑞士和荷兰的生态稀缺性方法(生态因子)、丹麦的 EDIP 方法、瑞典 EPS 方法等,对各种环境干扰因素采用定量陈述(当量因子)转换,进行数据的标准化和对比分析;后者的代表方法是瑞士临界稀释体积方法,用某种环境效应的当前水平(清单数据)与目标水平(环境标准或无观察环境效应浓度)之间的距离来表征某种环境效应的严重性^[41]。影响评价具有主观因素,如影响类型的选择、模型化与评价,因此在影响评价中保持透明性是至关重要的,否则难以保证对假定进行清晰的描述和报告^[42]。

我国中科院生态环境研究中心在具体研究中针对性地将影响评价分为 10 类影响类型,如下表 2-4

表 2-4 我国常用环境影响类型及其表征参数^①

	影响区域	主要影响因素	表征因子
不可更新资源消耗	全球性	主要为矿产资源的耗竭	
全球变暖	全球性	温室气体的增加	CO ₂ 当量
臭氧层损耗	全球性	氟氯碳的存在	CFC-11
可更新资源消耗	地区性	森林和淡水的消耗	
光化学臭氧合成	地区性	氮氧化物导致	C ₂ H ₄
酸化	地区性	硫化物、氮氧、氮氢化合物	SO ₂ 当量
富营养化	地区性	氮、磷等营养物质含量过度	NO ₃ ⁻
局地性影响	地区性	固体废弃物堆积、人体毒性、生物 质消耗	

^① 杨建新等编著. 产品生命周期评价方法及应用. 北京: 气象出版社, 2002: 66-67

常见的环境影响类型可以分为“中间(mid-point)类型”和“终点(end-point)类型”两类;确定影响权重的方法有三种:目标距离、专家打分和支付意愿法^[27]。论文基于影响类型和权重方法的分析和选择详见第四章 4.1 和 4.3 节。

2.2.2 生命周期评价的应用发展

近年来,越来越多的政府环境管理部门和国际组织将生命周期评价思想运用在平衡产业结构和环境问题间的关系上,以便为制定行业发展政策、环境保护政策、建立环境产品标准等方面提供依据。比较有影响的环境管理标准有英国的 BS7750,欧盟的生态管理和审计计划(EMAS)等。1993年 ISO 组织起草了 ISO14000 环境管理体系标准,旨在通过环境管理的国际标准来协调全球环境问题,在全球经济快速发展的同时,有效地改善和保护环境。并在该系列的 ISO14020 中制定了产品环境标志的标准。在许多国家,经过生命周期评价的产品才可被授予环境标志。

同时,起源于产品系统研究的生命周期评价思想,同样大量应用于工业、企业内部,已经涉及到社会生产的各个方面。主要用于进行最优化设计、生态产品开发、循环回收工艺设计、清洁生产审计、不同产品方案的比较和优化等。

从二十世纪九十年代我国开始发展生命周期评价应用方法研究。1997年 国家环保总局提出在产品环境标志认证中逐步实现生命周期评价。国家自然科学基金委批准了多项有关研究,涉及到如企业环境行为的管理对策、环境因素的理论 与实践等。国家 863 计划成立了材料生命周期评价中心,对多种材料的生产制造 工艺进行生命周期评价。目前研究成果已分布于能源供给、矿产冶金、材料产品、 建筑工程、废弃物循环利用等多个方面。相继出现了一些富有成效的研究,其中 和建筑及能源供给方面相关产品系统的生命周期评价发展见表 2-5

表 2-5 我国建筑及供能系统相关生命周期研究进展情况

	名称	作者	发表时间及出处
建 材	生命周期评价-太阳能低铁玻璃生产	梅红锦	中国玻璃-2011(4)
	建筑物全生命周期环境影响评价方法	张小玲	建设科技-2009(3)
	中国光伏电池组件的生命周期评价	刁周玮 等	环境科学研究-2011(5)
	聚乙烯生产生命周期评价的研究	李蔓 等..	环境科学与技术-2009(5)
材 料	生态环境材料——材料及其产业可持 续发展的方向	王天民 等.	中国材料进展-2011(8)
	生命周期评价评价方法及其在有色金	孙波 等	有色金属科学与工程-2010(2)

	属行业中的应用		
	燃煤发电生命周期评价体系的构建	王汉斌 等.	经济师-2010(12)
废 弃 物 处 理	废弃物循环利用方法学研究进展	卢伟 等	环境科学与管理-2010(12)
	中国电子废物回收处理体系的生态效率分析	吕彬 等	环境工程学报-2010(1)
	生命周期评价方法在固废资源化中的应用	罗宇	重庆建筑-2011(9)
	基于 CP 对污水处理厂综合评价指标体系的研究	纪楠 等	环境科学与管理-2011(8)
	碎玻璃的回收利用对环境影响的生命周期评价	殷新建	玻璃-2008(11)
模 型 建 立	基于生命周期的能源上游清单分析模型改进	王婧 等	同济大学学报：自然科学版-2009(4)
	生命周期评价在环境保护中的研究与应用	张杨 等	环境保护-2009(6)
	中国生命周期基础数据库建立方法研究	刘夏璐 等	科技资讯-2010(3)
	生命周期评价方法体系及其对比分析	段宁 等	安徽农业科学-2008(32)
	生命周期评价与环境影响评价的应用比较	邓东丰 等	电力环境保护-2008(3)
	产品生命周期评价工具数据库设计	徐小明 等	机电工程技术-2007(8)

我国对生命周期评价的研究起步较晚，无论在研究的深度和广度上，都与国外研究相比仍存在较大的差距。图 2-4 显示了国内开展生命周期评价应用研究工作的主要困难：

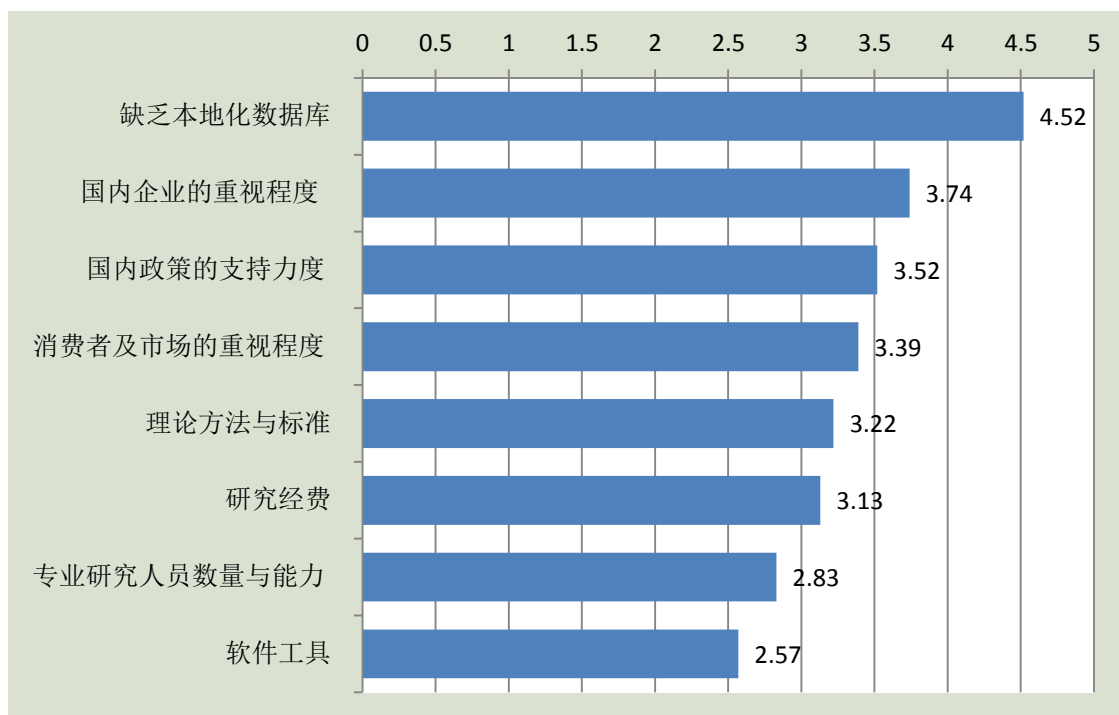


图 2-4 我国开展生命周期评价工作的主要困难^①

鉴于生命周期评价体系广泛的应用性和在产品设计、环境保护、政策导向、公众教育方面不可替代的优势性,应该采取一些措施来推进国内的生命周期评价研究的发展:推进企业产品生产过程中的环境排放情况的公开,一方面为生命周期评价提供数据支持,一方面可以促进公众对于企业环保情况的监督;整理国内已有的生命周期研究成果、尽快建立本地化的产品生命周期数据库;为重要耗能产品和环境污染产品的生命周期评价工作提供政策和财政支持,普及环境友好产品,提高公众对于环境友好产品的了解和支持;完善适合我国国情的生命周期评价的理论和方法等。2012年9月29日,国家工业和信息化部、科技部、财政部联合发文推进工业节能减排技术成果应用,鼓励采取生命周期评价(LCA)等量化技术评估工具,加强工业节能减排先进使用技术的评估和推广^[43]。推荐使用由四川大学、清华大学提供的LCA方法和相应的软件数据库eBalance。

2.3 我国建筑并网光伏系统生命周期评价

根据生命周期评价的方法学和目前国内外的进展情况,本论文的研究目的是建立反映我国目前生产水平的建筑并网光伏系统生命周期清单,和符合建筑并网光伏系统环境影响状况的生命周期评价模型。首先,在数据选择和清单的建立上,

^① 第二届中国生命周期管理会议, 2009, 北京

尽量采用反映我国 2009-2011 年前后生产水平的环境排放数据和相关物质的清单数据；其次，在影响类型的选择上，采取能够较为真实地反映光伏系统在生命周期内环境影响的评价模型。因此，在论文第三章清单分析部分和第四章生命周期评价部分，通过多种渠道收集我国建筑并网光伏系统的生命周期清单，将辅料的生产清单和光伏系统的回收利用建立联系，利用四川大学研发的 eBalance 软件进行清单的整理和计算；通过比较研究，选择能够体现建筑并网光伏系统环境影响的评价方法，最后，利用符合研究对象实际情况的归一化基准值和加权方式，对我国建筑并网光伏系统进行生命周期评价解释和改进建议。

第三章 建筑并网光伏系统的生命周期清单

依据建筑并网光伏系统的具体情况,通过 ISO14040 提供的生命周期评价的技术框架对其进行清单分析。本章主要包括三方面内容:建筑并网光伏系统生命周期分析的目的和范围、清单分析的具体内容、数据的处理及建筑并网光伏系统的生命周期能耗计算。

3.1 目的和范围

3.1.1 目的

欲了解可持续建筑使用并网光伏系统后环境负荷的变化,首先需要了解光伏系统在全生命周期内对环境的影响。光伏系统作为建筑的一个功能部品时,其使用功能是在其使用年限内(以光伏组件的使用年限 25 年作为光伏系统的使用年限)为建筑物提供电力能源。光伏系统有其生产的特殊性,它必须以具备使用功能的产品最小单位存在。光伏系统由若干光伏组件与平衡组件(并网系统的平衡组件含逆变器、控制器,不含能量支持系统)组成,光伏组件是将太阳能转换为电能的单元,其生产环境的基本流可以被度量。因此,可以以单位额定功率(1kW_p)的光伏系统为基准来对光伏系统作生命周期评价,为下文评价与建筑结合的光伏系统的环境负荷提供数据支持。

3.1.2 研究范围

以用改良西门子法生产多晶硅的光伏系统为对象,针对 2009-2011 年我国生产过程的实际情况,用 LCA 方法定量评价我国生产 1kW_p 建筑并网光伏系统生命周期的环境影响。

研究的系统边界包括从硅石开采到光伏系统成品投入使用,到生命周期结束拆解回收的全过程。如下图 3-1:

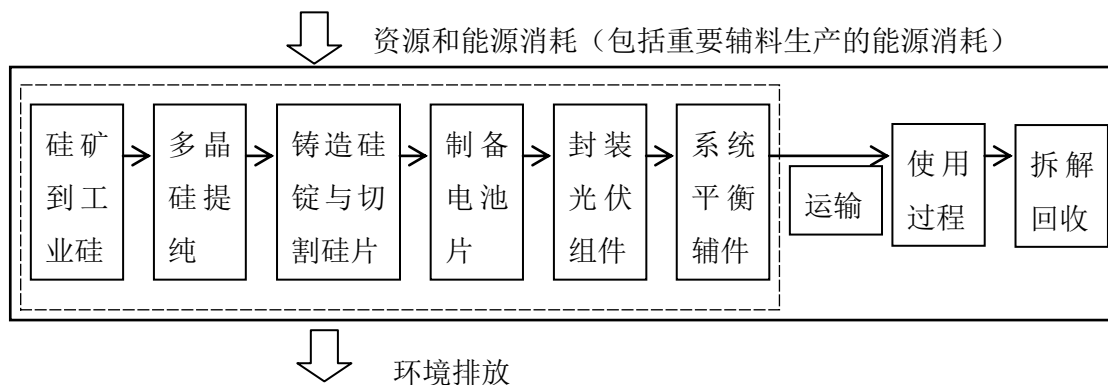


图 3-1 多晶硅光伏系统生命周期边界

在确定系统边界时采取如下假设：

1) 排除生产过程中使用的设备、基建设施等相关的产品系统，包括：运输车辆、机器设备、厂房建设等。

2) 将生产过程中的热力、电力和蒸汽等能源看做由环境向产品系统输入的能量。论文中电力的当量值 0.123kgce/kWh ，电力的等价值 0.345kgce/kWh ^①。

3) 各生产阶段的主要原辅料的处理。主料分为两类：一种是参与化学反应并最终进入产品的辅料，如硅、银\铝格栅等；一种是未参与化学反应但是最终进入产品的主料，如玻璃、铝板、背板等。根据消耗量，主料的生产过程的能耗和环境排放计入系统边界。辅料也分为两种，一种是参与化学反应，但是未包括在产品系统中，如腐蚀硅片的各种酸类、碱类（切割中的碳化硅由于反应损耗较大，也计入其中）；一种是仅起催化、保护、润滑等辅助作用，如氮气、氩气、润滑剂、钢线等。前者根据消耗量按照主料的计算方式计入；后者一般认为可以完全回收，在清单中列出的也不计入系统边界。

光伏系统的生产工艺流程包括：原材料生产（包括工业硅生产、太阳能级多晶硅制备、多晶硅锭铸造、硅片切割、光伏电池片制造、封装光伏组件）、组件装配（系统平衡附件，如逆变器、电线、接线盒、支架等）、系统运输和使用过程、失效回收或填埋等几个环节。

3.1.3 数据来源和统计方式

我国的多晶硅生产起步不晚，但由于各种原因发展相对滞后。比起目前世界先进的多晶硅生产技术，我国目前仍存在着生产能耗较高、原料综合利用程度差、技术水平参差不齐等问题，加之光伏系统生命周期单元环节较多、原辅料数量和

^① kgce 指标准煤，为了便于转化含不同热量的化石燃料，我国将每 kg 含有 7000Cal 的煤定为标准煤。论文采取的电力的等价值和当量值来源：中国电力年鉴编委会编，中国电力年鉴 2009，北京：中国电力出版社 2009

种类繁多，目前难以详尽收集全国范围内不同层次的原始数据，论文的生命周期分析采用了以下几方面的数据来源：

- 一些大型生产厂家的环保部门监测数据；
- 文献调研：近十年相关行业的科技文献、研究成果、专业网站的资料；
- 全国第一次污染源普查中《工业源产排污系数手册》和《集中式污染治理设施产排污系数手册》的数据；
- 相关产品标准，国家颁布的行业数据和年鉴；
- 比对或采用相同或相近技术水平的工艺数据；
- 个别重要生产过程中物质和能量平衡分析；
- 对生产过程中难以确定的、且对评价结果影响较小的数据采用统一经验值代入计算。部分采用了国外研究成果或数据库数据；

在清单分析中数据的具体处理方式如下表 3-1 所示：

表 3-1 数据统计和处理的方式

	原始收集	数据处理
时间和地域跨度	收集是 05-12 年国内的生产数据和能耗数据（来源于国家标准和行业发展水平的统计数据 and 平均数据、环保部门的监测数据、现有文献的研究成果）。推算我国光伏系统的生命周期清单。	根据行业发展情况，能够大致反映现有的行业平均水平；缺失的数据考虑用国家标准、国外的数据代替。对数据质量进行敏感性分析（见本章 3.3.3 节数据处理）
关联性	根据单元生产过程的分析确定输入输出的基本流。	对各种渠道来源的数据进行整理，与相关单元建立关联
缺失项	符合可不予计算的数据时，以“零”表示，如不符合，进行右述处理	1.根据相应专业文献的推算；2.同类生产过程估算；3.以国外统计数据代替；
合并	确定每个单元过程的中间流。	根据不同单元产品中间流的对应关系将不同单元流合并
分配	按照不同的情况再划分或再扩展单元系统边界，以尽量避免分配	无法避免的分配 1.根据物理关系划分不同产品和功能各自承担的部分；2.采用对等分配法。

为了便于清晰地统计汇总所有单元过程的信息，每单元过程数据清单将按照下列格式予以记录：

表 3-2 单元过程的数据清单格式

过程	输入项		输出项	
产品	项目	数值+单位	项目	数值+单位
单位产品 (单元过程的功能单位)	(上一单元的产品流) (综合能耗, 如有重要的过程电耗单独列出) (加入产品的原料) (参与反应的辅料) (予以计算的其他辅料)		(中间产品) 环境排放	

3.2 清单分析

为了研究的简单易行, 将多晶硅光伏系统生产过程划分为一系列相互关联的子系统, 分别定义各子系统的功能单位, 描绘其工艺流程图, 列出数据清单, 最后根据产品系统的边界定义汇总数据, 进行清单分析和全生命周期评价。目前光伏系统的使用年限 25-30 年。如无特殊说明, 论文均以 25 年作为光伏系统一个生命周期的时间跨度。以下逐一分析多晶硅光伏系统的各生产过程清单数据:

3.2.1 硅砂到工业硅生产

工业硅也叫冶金硅, 指纯度为 98~99% 的硅材料。主要用碳质还原剂(木炭、石油焦等)还原主要成分为二氧化硅 (SiO_2 含量 97~99%) 的硅石来生产。生产过程如下

①通过还原剂中的碳和二氧化硅中的氧发生反应, 将硅石内的氧除去,

总反应式: $\text{SiO}_2 + 2\text{C} = \text{Si} + 2\text{CO}$,

②同时伴随有副反应^[44] $\text{SiO}_2 + 2\text{C} = \text{SiC} + 2\text{CO}$; $2\text{SiO}_2 + \text{SiC} = \text{Si} + 4\text{SiO} + 2\text{CO}$;

$2\text{SiO} = \text{Si} + \text{SiO}_2$ 等

以 1kg 含 Si 为 99% 的工业硅为该单元过程的中间流, 该过程生产流程如图 3-2:

理论上生产 1kg 工业硅需要 2.14kg 硅石 (纯度为 100%)^[45]。实际上受原料硅石纯度不足和实际生产操作不当的原因, 如破碎过程和准备过程的损耗等, 我国硅石单耗平均值为 2.64kg/kg 工业硅^[46]。

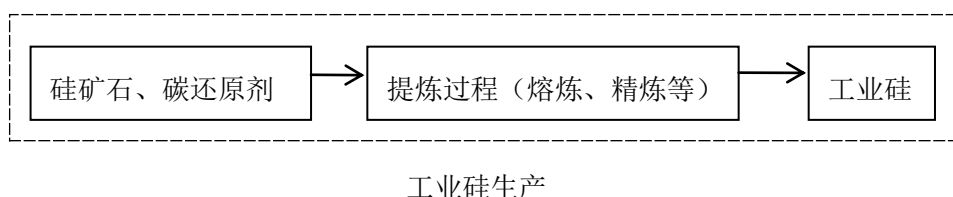


图 3-2 工业硅生产流程

同时，还原剂的配比也是影响污染物的产生和综合能耗的因素。根据反应机理，冶炼炉料中还原剂固定的 C 和 SiO_2 的分子比等于 2 时，在熔炼过程不会出现过剩的 SiC 和 SiO_2 ^[47]。

在生产过程中的能耗主要是电炉的电耗和还原剂和电极的能耗，根据节能产品单位能耗限额管理的规定，工业硅的电耗不得高于 13kWh/kg。实际国内的工业硅电耗约为 12.5 kWh/kg。将碳质还原剂和电极作为耗能工质考虑，消耗的数量乘以平均能源等价值得出不同配比的还原剂折合标煤量，见表 3-3：

表 3-3 工业硅冶炼中碳质还原剂使用^①及折合能耗^②

碳质还原剂	数据 1	数据 2	数据 3	数据 4	数据 5	平均能源等价值
石油焦	0.4	0.812	0.6	0.961	0.81	1.21kgce/kg
木炭	0.82	0.68	1.0		0.08	1.143 kgce/kg
木块木屑				0.6		0.63kgce/kg
烟煤	0.16			0.19		0.9kgce/kg
半焦			0.4		0.49	0.971kgce/kg
石墨电极	0.085	0.132	0.03	0.122	0.133	1.824 kgce/kg
碳素电极			0.145			0.0464 kgce/kg
能耗总计 kgce/kg	1.72	2.00	2.32	1.93	1.79	平均 1.95kgce/kg

产生的污染物气体主要为还原过程碳与硅石产生的 CO_2 、 CO 、 SO_2 等气体；粉尘来源于在生产过程中部分硅石被氧化成二氧化硅粉尘^[48]，每 kg 工业硅生产中大概有 0.3kg 二氧化硅微尘被除尘系统吸收^[49]；固体主要为硅石、炉渣及碳质还原剂中的固体杂质；水仅用于清洗硅石表面的灰尘杂质，水体污染可忽略。

硅石生产过程环境负荷项缺失，以硅砂开采的排污系数代替，认为每 kg 硅

^①班辉，邹智勇，张万福，工业硅生产能耗及节能分析，轻金属，2005

^②唐帛铭，有色金属提取冶金手册(能源与节能)，北京：冶金工业出版社，1992

石开采产生固体废弃物 1.01kg^[50]。硅矿露天开采能耗取 1.06E-03kgce/kg 硅石^[51]。

综合以上分析，硅石开采和工业硅生产过程中的清单数据见表 3-4。

表 3-4 工业硅生产单元的清单数据(含硅石开采)^{①②}

工业硅生产	输入项		输出项	
产品	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kg 工业硅 (Si 含 99%)	硅石 (Si 含量 46.1%)	2.64 E+00kg	CO ₂	5.27E+00kg
	工业硅生产电耗	1.25E+01kWh	CO	2.10E-01kg
	硅石开采能耗	2.80E-03kgce	SO ₂	2.00E-02kg
	碳质还原剂消耗	见表 3-3	粉尘	1.58E-01kg
	碳质还原剂能耗	1.95E+00kgce (平均)	(含硅矿开采) 固体废弃物	4.04E+00kg

工业硅生产过程中，原料中的微量元素在熔炼过程中无法减少，绝大部分杂质带入商品中，需要进行后续提纯工作。根据工业硅生产用硅石的质量要求，硅石化学成分中 Si 的质量分数应为 46.1%^[44]。

3.2.2 多晶硅提纯

工业硅制取的纯度只有 98%~99%，光伏电池所用的多晶硅需提纯至 99.9999% (即 6N)。改良西门子法生产的多晶硅在 2009 年占全球多晶硅产量 78%，其基本生产原理如下：利用氢气和氯气合成盐酸（或外购盐酸），与工业硅在一定的温度下合成三氯氢硅（或外购三氯氢硅），经提纯的三氯氢硅和还原剂氢气进行化学气相沉积反应，生成高纯多晶硅^[52]。闭环改良西门子法包括三个主要环节和一个尾气回收环节：



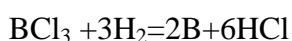
如果是外购的 SiHCl₃，则需要提纯 SiHCl₃ 的过程。在本论文数据中不考虑。

② SiHCl₃ 的氢还原： $SiHCl_3 \uparrow + H_2 \uparrow = Si + 3HCl \uparrow$ （一次转换效率为 5%~20%^[53]，一般 15%~18%）



$Si + 2HCl = SiH_2Cl_2$ （微量）。还原炉尾气送干法回收。

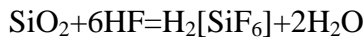
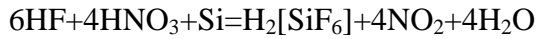
还有工业硅中的杂质的反应：（同理产生 FeCl₃/B/BCl₃/PCl₃ 等杂质）



^①班辉，邹智勇，张万福，工业硅生产能耗及节能分析，轻金属，2005:42-48

^②叶宏亮，工业硅生产过程生命周期评价研究[硕士学位论文]；昆明，昆明理工大学，2008:39

③ 腐蚀清洗^[54]: 去除硅芯、多晶硅产品表面的杂质, 用浓硝酸和氢氟酸(比例为混合酸腐蚀, 生成含有 HF、NO_x 的有害气体, 产生含 HNO₃、Si、HF、H₂SiF₆、SiO₂ 的废液:



④ 闭路循环改良西门子法最关键步骤之一就是对混合有大量 SiCl₄ 和杂质(主要含有 HCl、H₂ 和氯硅烷)的气体进行干法回收, 得到 SiCl₄ 和 SiHCl₃ 的混合液、低沸物、HCl、H₂ 气体。逐一分离, 再次进入闭路循环, 见图 3-3。

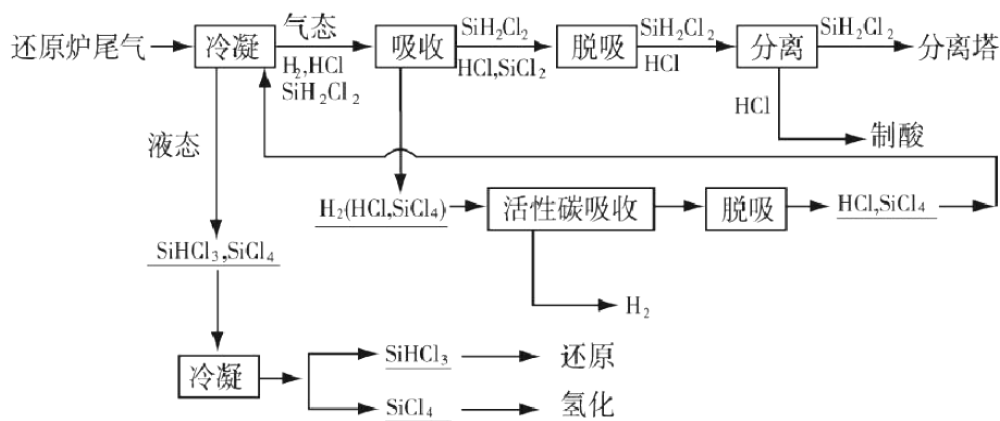
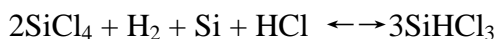


图 3-3 尾气回收工艺流程^①

尾气处理时的主要反应^[53]: $\text{SiCl}_4 + \text{H}_2 \rightleftharpoons \text{SiHCl}_3 + \text{HCl}$ (转化率较低, 15%左右)



尾气中的 H₂: HCl: SiHCl₃: SiCl₄ (摩尔比) 大致为: 86.6%: 8.50%: 1.95%: 2.95%^[53], 根据《多晶硅市场准入条件》^[55], 还原尾气中四氯化硅、氯化氢、氢气回收利用率应不低于 98.5%、99%、99%。

多晶硅提纯过程是光伏产业链中污染和能耗都相对较高的环节。2007 年光伏产业热的兴起, 大量多晶硅项目急于上马而忽视了对提高技术和节能降耗的要求, 该行业一度成为国家严格控制的高污染高能耗产业, 综合能耗达到 200-300kWh/kg。经过 2008 年底到 2009 年初全球金融危机和欧洲光伏市场的停滞, 行业内部重新整合资源并提高技术水平, 与国际先进水平的差距不断缩小, 目前国内能耗平均水平约为 180~200kWh/kg 多晶硅, 已有几家大型生产商可达

^① 苏维, 多晶硅生产的节能减排措施, 有色金属加工 2008, 37 (4) :58

到 120 kWh/kg 多晶硅，并实现了四氯化硅闭环循环工艺^[56]。

生产过程中产生的污染物如下：废气主要成份 HF、NO_x；废液含 HNO₃、中和盐、HF、H₂SiF₆、SiO₂；固体废弃物主要是工业硅中的杂质和盐酸发生反应，及污水处理后产生的废渣，含有二氧化硅、氟化钙等。依据过程反应及某大型企业生产环境监控报告，并综合行业标准和文献调研的结果。多晶硅提纯单元的清单数据见表 3-5：

表 3-5 多晶硅提纯单元的清单数据^{①②③④}

多晶硅提纯	输入项		输出项	
产品	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kg 高纯多晶硅	工业硅	1.20E+00kg	HCl	1.35E-03kg
	还原电耗	6.00E+01kWh ^[55]	NO _x	1.56E-03kg
	综合能耗(含电耗)	1.75E+02kWh ^[57]	HF	9.60E-05kg
	氢气	1.30E+00m ³ /1.2E-01kg	Cl-	1.62E-02kg
	氯气	1.2E+00kg (1.1~1.5)	SS	1.80E-02 kg
	混合酸(硝酸:氢氟酸=4:1)	1.00E-01kg	COD _{cr}	1.40E-02kg
	活性炭(可再生)	3.00E-01kg	F-	2.30E-04kg
	生石灰	2.50E-01kg	SiO ₂	2.40E-01kg
	烧碱	2.00E-01kg	固废泥渣	7.60E-01kg
	工业用水(不含循环冷却水)	2.63E+02kg		

3.2.3 多晶硅铸锭和切割(硅片生产)

提纯得到的多晶硅不能用来直接制造光伏电池，需要经过下列几道工序才能制成多晶硅片：

①将硅料装入喷有 SiN 涂层的石英坩埚内(防止石英坩埚的腐蚀，提高坩埚的重复利用率)，经过加热高温熔化、定向凝固长晶、退火冷却等几道工序生成多晶硅锭。该过程中通入氩气作为保护气体。铸锭损耗约为 15%。

^①刁周玮、石磊，中国光伏电池组件的生命周期评价，环境科学研究 2011，5:571-579

^②邓丰、唐正林，多晶硅生产技术，北京，化学工业出版社，2009，8:8-169

^③胡润青，我国多晶硅并网光伏系统能量回收期的研究，太阳能，2009(3): 9-15

^④部分数据根据某大型多晶硅生产厂家的环境监测报告整理。

②通过多线破锭机将硅锭中含有杂质的上下表面及周边切除,按所需尺寸切成方形硅柱(硅棒),切缝损失大约为0.6%^[58];

③在碳化硅做磨料、聚乙二醇(PEG)作分散液的水性切削液中,用多线切割机的不锈钢线带动碳化硅砂浆研磨来切割成多晶硅片,该过程中硅损失在35%~55%左右。常用切割数据见表3-6,切割成品率为98%左右^[59]。

④用水清洗硅片去除表面切削液残余,最后烘干待用。硅片清洗合格率为95%以上^[58]

表 3-6 硅片多线切割特性数据^① (单位: μm)

切割线 线径	损伤层深度	损伤层研 磨量	研磨砂粒 度	损耗	可切片最薄厚 度	可切硅锭最 大直径
100~140	5~15	20	13	150~210	180 ^[60] ~250	300 (mm)

切片过程中需要消耗大量的切削润滑液,每 kW_p 电池片大约需要30kg切削液。切割过程中随着研磨过程中钢线、磨料与硅块三者的相互作用,大量硅粉和少量切割线的金属屑进入切削液,减小了磨料碳化硅与硅棒的接触,最终使切削液失效。一般认为当硅粉质量分数达到砂浆磨料总质量的3%、金属颗粒的质量达到砂浆中磨料总质量的1%,或失效的碳化硅磨料达到磨料总质量的7%时,可以认为砂浆已经失效需要重新更换切割液砂浆^[61]。失效的切削液含碳化硅、硅粉、聚乙二醇和少量的铁元素。由于在切片过程中,碳化硅和水性切削液占切削成本的很大比重,且消耗量大,回收利用价值高。因此,各国都在研究如何将废切削液中的有效成分回收利用。聚乙二醇和碳化硅微粉的回收工艺较为简单,易于工业化回收,国内也有一些企业在做这方面的工作。邢鹏飞等(2010)^[62]对国内外废切削液的固液分离和固体提纯做了简要综述,研究发现废切削液中各成分仅仅以物理形式相混合,其中含有的一些粒度很细的硅微粉较难分离。陈雪等(2008)^[63]经分析认为砂浆和悬浮液的质量稳定时,使用回收切削液对硅片质量影响不大,控制合理的回收液使用比例不仅可以有效降低生产成本,也节约了废弃屑液的处理成本。鉴于以上原因,这里将聚乙二醇作为经过简单处理能够完全回收的物质,不计入环境影响清单。碳化硅是较高耗能的生产物质,同时有一定的回收率,因此,碳化硅的消耗填入清单数据表。

铸锭生产过程主要消耗的能源为电能。多晶硅铸锭过程在产能和能耗等方面相比单晶硅拉制过程有极大优势。目前常用的铸锭炉一次最大装料一般为450kg,能耗约为8~15kWh/kg硅料,而单晶硅拉制过程耗能能达到18~40kWh/kg硅料^[64]。

^① 张厥宗,硅片加工技术,北京:化学工业出版社,2009:67

增大一次投炉硅料的质量可以降低平均能耗、提高产能，但是单锭尺寸过大会使坩埚内部难以保持适宜的温度场，对晶体的质量会有影响。目前国内有厂家正在研制一炉多锭的铸锭过程，未来铸锭能耗应会继续下降。切片过程的能耗约为10~20 kWh/kg 硅锭^[57]。已有文献数据中，铸锭和切片单元总能耗水平约为260~772 kWh/kW_p，能耗差别主要在于硅锭制备技术进步使单炉平均耗能减小，及由于损耗降低导致生产1kW_p硅片所需的硅料质量减小，尤其是切片过程线切割法的硅料损耗量对该过程综合能耗影响较大。

该单元过程需要通入氩气或氮气作为保护气体。硅料切片后需要清洗，清洗掉硅片表面的切削液和研磨微屑。常用清洗方式分为酸洗和碱洗两种，酸洗能够较好除去多晶硅片表面的杂质并不易损伤硅片。

表 3-7 铸锭和切割单元的清单数据整理^①

铸锭切割	输入项		输出项	
产品	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kW _p 硅片	高纯多晶硅	8.10E+00kg	碳化硅	1.02E+01kg
	能耗	2.60E+02kWh	氟化物	2.30E-01kg
	碳化硅	1.93E+01kg	氮气	1.77E-01kg
	聚乙二醇	1.66E+01kg	聚乙二醇(回收)	1.66E+01kg
	氟化氢	1.16E-01kg		
	氮气	1.77E-01kg		
	硝酸	1.03E-01kg		
	清洗用水	1.44E+02kg		

3.2.4 光伏电池的制备

硅片制备完成后，需清洗腐蚀，经过扩散加入 p-n 结、制备沉积膜等工序才能具备光伏电池片的功能，制备流程如下图 3-4 所示。

^①参考某硅片电池片生产厂家的部分生产和环境影响评价报告书的数据。根据文献^[28]和文献^[29]整理。

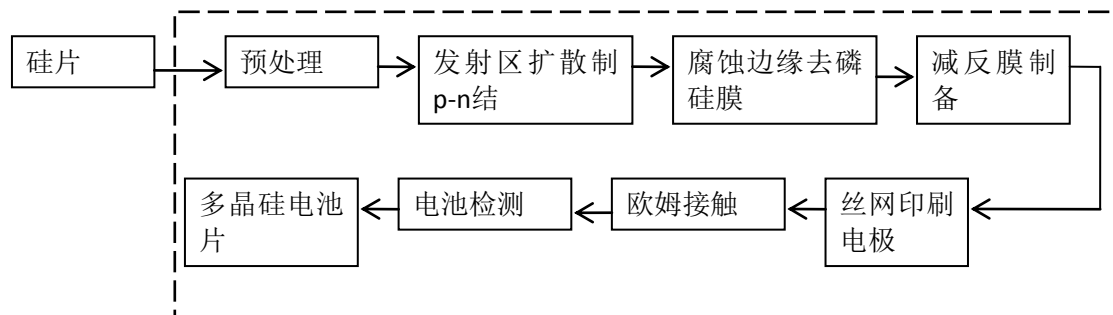
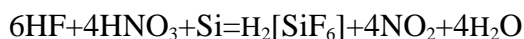


图 3-4 硅片制备成电池片的工艺流程

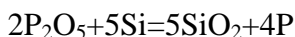
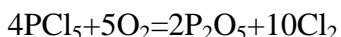
①切割之后的硅片，表面并不平整，并且有数层损伤层，需用由硝酸与氢氟酸的混合溶液（硝酸：氢氟酸比例为 5:1^[65]），腐蚀掉总厚度约 10~40 μm 的硅片表面的切割损伤层，之后用高纯水清洗。其一般化学方程式^[66]为



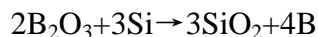
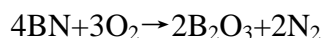
该过程产生含酸废水、氮氧化物^[67]等。

②工业化生产的制 p-n 结的过程中常用热扩散法。在常用的几种源扩散方式中，目前的主流技术是氮气携带三氯氧磷管式高温扩散，设备和操作比较复杂，生成质量较好，工艺和操作比较成熟。该过程前后都需通入氮气来均衡管内气体。

主要化学方程式为： $5\text{POCl}_3=3\text{PCl}_5+\text{P}_2\text{O}_5$



还有一种固态氮化硼源扩散方法，设备简单、操作方便、生成质量较高^[65]，其操作过程是用和硅片一样大小的薄片状氮化硼预先在扩散温度下通 30min 氧气使氮化硼表面生成三氧化二硼，在氮气的保护下，与硅反应形成硼硅玻璃沉积在硅表面。反应方程式如下：



目前各种杂质扩散源有不同程度的毒性，遇水比较容易爆炸，因此选用时应采取一定的安全措施。

光伏电池所需的结深一般是 0.3~0.5 μm 。该过程原料是三氯氧磷或固态硼。消耗氮气和氧气、 SiO_2 沉积在硅片表面。污染物为氯气等。

③腐蚀去边： $\text{CF}_4+\text{SiO}_2=\text{SiF}_4+\text{CO}_2$

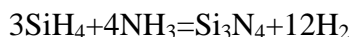
除去磷硅玻璃 $\text{SiO}_2+6\text{HF}=\text{H}_2[\text{SiF}_6]+2\text{H}_2\text{O}$

该过程尾气中有少量的 CF_4 和游离态的氟。 SiF_4 经过滤后以粉末形式沉淀。

④制备沉积膜。为了钝化光伏电池表面和减少正反射，需要在硅片表面覆盖一层折射率适中的透光介质膜，一般会均匀沉积 60~100nm 左右的 SiN_x 薄膜。

目前产业上常用 PECVD（等离子增强化学气相沉积）中的微波法：微波源置于待沉积的硅片区域之外，先将氨气离化，轰击硅烷产生 SiN_x 分子沉积在硅片表面。该过程反应物是氨和硅烷，电路控制难度最大，在 250~450 温度下，沉积速率 0.67~1.67，采用磁控溅射法（PVD）生产更能避免应用硅烷作轰击源时易燃和爆炸的危险性。

⑤制备电极目前较多采用丝网印刷烧结。银膜厚度为 2~5 μm ，铝膜厚度为 30~100nm。



假制备成品率 98%，用单片尺寸 156mm×156mm×200 μm 的硅片制备 1kW_p 电池片的单元清单数据如表 3-8（采取液态扩散法制结，充入的作为保护气体的氮气没有计入清单）：

表 3-8 电池片制备单元的清单数据^①

制备	输入项		输出项	
产品	项目	数值+单位	项目	数值+单位
电池片 1kW _p	硅片	2.76E+02 片	VOCs	2.49E-03kg
	综合能耗	1.50E+02kWh	Cl ₂	6.91E-05kg
	银	1.40E-01kg	HF	2.30E-05kg
	铝	4.20E-01kg	NO _x	3.80E-02kg
	HF	7.00E-01kg	NH ₃	4.15E-03kg
	HNO ₃	1.33E+00kg	CF ₄	3.69E-04kg
	NH ₃	4.80E-01kg	氟化物	9.60E-04kg
	CF ₄	1.73E-01kg	（经处理后）污泥	1.93E+01kg
	O ₂	8.10E-02kg	危险固体废弃物（HW37）	1.30E-03kg
	SiH ₄	1.88E-01kg		
	POCl ₃	2.50E-02kg		
	腐蚀清洗用水 ^②	4.96E+02kg		

3.2.5 光伏组件封装

封装过程是将光伏组件的上盖板（光伏玻璃）、光伏电池片和背板用某种黏结剂层压后结合在一起，四周封以边框（一般为铝合金边框），背后加上接线盒。

^① 参考了电池片生产厂家的部分数据，根据文献^[28]和文献^[29]的数据进行了修正。

^② GQX-6 全自动硅片清洗机产品介绍 <http://www.ersuo.com/ProductShow.asp?ArticleID=169>

该过程的生产流程如图 3-5:

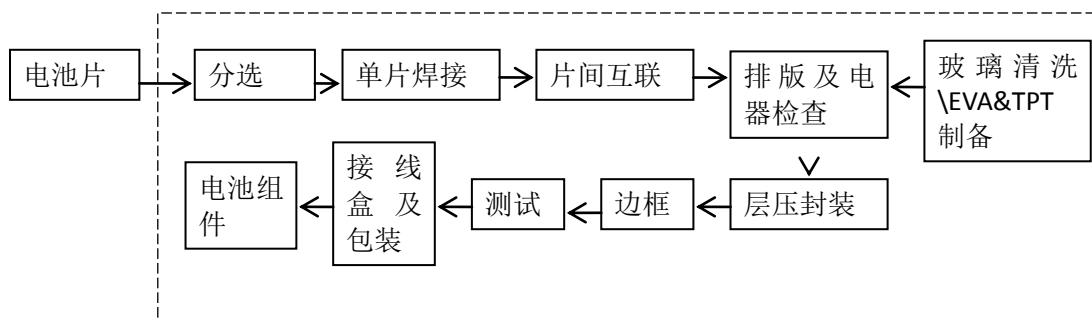


图 3-5 电池片封装成为电池组件的生产流程

上盖板光伏玻璃多为低铁超白钢化玻璃，厚度为 3.2mm 或 4mm。黏合剂一般是 EVA 胶膜（即含量在 5% 以下的醋酸乙烯酯和乙烯的共聚物，经过改性使之性能稳定），厚 0.3~0.8mm，宽度有 600mm~1100mm 多种规格。一般单面透光组件的背板常用 PVF 聚氟乙烯复合或专门 TPT 复合材料（由 Tedlar 与聚酯铝膜或铁膜合成夹层结构），膜厚有 0.18~0.35mm 左右多种规格，例如由双面的 PVF（37 μ m）中间夹 PET（250 μ m）制成。边框常用铝合金不锈钢或增强塑料等。除此之外，还需电极、接线盒、接线电缆和电池互连条和焊锡等少量。在焊接、层压、固化、安装过程中，会用到助焊剂、真空泵油、各种胶类等。根据生产企业的统计数据，使用的各种胶类、辅助化学品等产生的废弃物不足使用量的 0.2~0.3%，且绝大部分使用后作为固体废弃物统一回收处理再循环利用。这部分辅助材料的使用量和环境影响暂不计入清单，清单中所列消耗品为净消耗。

层压过程需要用到激光切割机（划片）自动分选机（分拣）、自动焊接机、层压机等设备，主要消耗电能。

论文选用的组件为无锡某厂家的额定功率 200W_p 多晶硅光伏组件，组件外框尺寸为 1482 mm×992 mm×35mm，玻璃厚 3.2mm。EVA 和 TPT 一般比玻璃尺寸大 10mm。接线盒的主要组成材料质量来源于欧洲 Ecoinvent V2.1(2009) 数据库^[68]，参考了实际使用的接线盒构造^[69]。封装单元的数据清单如表 3-9:

表 3-9 组件封装单元的清单数据

封装	输入项		输出项	
产品	项目	数值+单位	项目	数值+单位
光伏组件 ^① 1kWp	电池片	1kWp(270 片)	铅及其化合物 ^②	3.57E-05kg
	过程电耗	9.00E+01kWh	锡及其化合物	8.33E-05kg
	玻璃	5.90E+01kg	二甲苯	1.88E-06kg
	铝合金边框	1.23E+01kg	非甲烷总烃	9.75E-05kg
	EVA	7.20E+00kg		
	复合背板	2.90E+00kg		
	涂锡铜带	7.00E-02kg		
	硅胶类(主要成分聚烷氧基硅氧烷等)	7.00E-01kg		
	丁基胶	6.60E-01kg		
接线盒 ^③	铜	1.65E+00kg		
	钢材	3.85E+00kg		
	塑料	6.70E+00kg		

3.2.6 组成光伏系统

光伏系统由光伏组件和平衡部件组成，平衡部件常包括控制器、逆变器、蓄电池、电缆等。建筑并网光伏系统，

逆变器是系统的核心功率调节器件，要求具有较高的效率和可靠性，输入电压有较宽的适应范围。逆变器运行过程中会产生噪声，不能安装在阳光直射处，各路直流线缆应有相同的横截面积。所有非载流金属部件和设备外壳都应该接至大地。受内部电容材料的影响，最初逆变器的寿命低于光伏组件的使用年限，仅有 8-10 年。近几年逆变器改进了内部材料，并网逆变器基本可以与光伏组件的使用年限达到一致，约 20~25 年。

SMA 是全球最早生产光伏逆变器的企业，占全球市场 33% 的份额。我国小功率离网逆变器与国际处于同一水平，逆变效率大概在 85-98%。根据国家质量

^①根据某两家电池片生产厂家的环境评价报告数据，参考文献^[28]和文献^[29]整理。

^②目前国外先进的封装技术排放物可以避免铅锡等物质排放，这里仍根据国内生产情况记录。

^③ www.ecoinvent.org

认证中心统计,截止 2011 年末通过认证的生产企业约有 53 家^[70],绝大多数还处在预研和样机生产阶段。其中占据了光伏逆变器市场份额 70%的合肥阳光所生产的 1kW 的逆变器尺寸为 288×417×126,总重量 11kg^[71]。由于国内详细数据难以获得,因此结合实际情况参考了欧洲 Ecoinvent V2.1(2009)数据库中逆变器、支架、接线盒的主要组成材料的数据。

含并网控制逆变器、电缆、开关、支架、仪表等的一套 1kW_p 的光伏系统平衡组件的生产能耗约为 150 kWh^[72]。

不同位置安装光伏系统所需的支架材料量有一定的差别,为了简化计算量,表中支架材料数据取平屋顶安装、坡屋顶和立面的分体式安装三种方式的每平方米材料重量的平均值,并根据论文采用光伏组件的实际尺寸得出 1kW_p 光伏系统支架的材料消耗。

辅件的材料生产能耗仅计算系统支架中铝和铜的生产能耗。

表 3-10 1kW_p 光伏系统平衡组件和辅件的材料组成^①

产品	项目	数值+单位
逆变器	铝	5.60E-01kg
	苯乙烯、PVC	8.00E-03kg
	印刷电路	9.00E-02m ²
	转换器、线圈等	1.74E-01kg
	电容器	2.48E-01kg
	接线盒	(含)
电线	铜	4.36E+00kg
	绝缘保护层 HDPE	3.00E+00kg
支架	铝	1.67E+01kg
	钢	3.30E+00 kg

3.2.7 光伏系统的使用阶段

该阶段光伏系统可以利用太阳能输出电力,具体产电量要根据不同地区不同安装方式的太阳辐射量计算,这部分将在第五章予以说明。

为了使光伏系统运行期间能维持良好性能,防止空气中灰尘污垢等影响转换

^① 系统生产的能耗和材料组成来源引用了国内较权威文献数据和世界平均生产数据。实际引用国内某些厂家的生产数据对其中大部分组成部分进行核算,其数据浮动范围在-7%~11%,能耗平均值接近文中所引用的数据。

效率, 电池组需要定期进行维护。国外一般建议每两年左右需要进行一次常规的清水冲洗^[73], 考虑到国内地区的空气质量, 清洗频率应明显提高。在文献^[74]中对光伏组件清洗周期有如下建议: 小于 50kW_p 的光伏系统按月清洁, 50~1000kW_p 的光伏系统按周清洁, 1000kW_p 以上的光伏系统每天清洁。假设光伏组件清洁的平均周期为三周一次, 并仅需使用柔软洁净的布料擦拭光伏组件表面。根据杨倩苗 (2009)^[75]的数据, 每次每平方米消耗水 0.5kg, 折合每年 1kW_p 的光伏组件消耗水 60.9kg, 即在光伏系统一个生命周期 25 年内共需耗水 1522.5kg。田智华等 (2011)^[76]研究证明, 经过清洗的光伏系统转换效率能够维持在较为理想的水平。

3.2.8 拆解回收阶段

光伏电池的使用寿命一般为 25 年, 达到使用年限的光伏组件需要进行处理。九十年代末才开始对光伏组件的大规模发展和应用, 目前世界范围内, 光伏组件回收再利用还没有形成产业化规模。世界最大的光伏板生产商之一的美国 First Solar 公司认为光伏板的 90% 可回收再利用, 与生产新的电池板相比能够节约三分之二的能源, 并给出了光伏板的回收再循环工艺流程^[77]。某些公司和专业环保组织, 如国际环保组织 PVcycle 等, 从事专业的光伏电池重复利用工作。国内某些小型公司剥除组件中可利用的部分和回收废弃的硅片, 但是没有更详细的内容表明具体回收处理的数据。来自 First Solar 和 PVcycle 的资料表明光伏组件物质回收大致可以分为如下几步:

- ① 去除框架和接线盒、塑料、电线等。
- ② 将电池片模组粉碎, 确保层压结构完全破坏; 通过酸和过氧化物剥除层压材料薄膜;
- ③ 将玻璃从液体中分离, 去除杂质, 冲洗玻璃。以备回收。玻璃占组件模块 (不包括外框) 重量的 70~80%;
- ④ 将含有金属化合物的液体根据不同的 PH 值进行沉淀, 组件的黑色和有色金属, 尤其是银和铝, 经过处理和冶炼, 可以循环利用。组件重量的约 10% 来自金属^[78];
- ⑤ 硅基材料的回收, 回收的硅, 除了重复用于光伏电池产业之外, 还可以制成碳化硅和氮化硅的电工陶瓷材料。

国内某大型光伏产业公司发明了一种不使用热处理和化学处理方式的组件分解回收办法^[79], 主要是通过剪切、挤压、剥离、低温磨削等方式, 能够分离得到玻璃面板颗粒、硅颗粒、背板颗粒、EVA 颗粒。

由于论文研究对象是国内光伏组件的全生命周期, 因此将尽量采用我国的研究数据, 将光伏系统中能够回收利用的单体材料和综合回收的物质分开统计。

1kW_p 光伏系统重量约为 124kg。垃圾破碎分选的电耗为 0.002kWh/kg 垃圾^[80]。假设玻璃、铝型材、铜材、钢铁这四种单体材料能够全面回收，其再利用环境负荷在本章 3.2.10.3-3.2.10.6 中计算，此处不再重复。组件中的硅电池片暂不考虑再利用过程的环境影响。其他物质如塑料、电路板等，记为危险废弃物。

由表 3-9 和表 3-10，危险废弃物质量约为 22.5kg，根据 2002 年之前的申报登记数据，我国工业危险废弃物的综合利用率达 45.4%^[81]，即需处理的危险废弃物约为 12kg。危险废弃物常用的最终处置技术为土地安全填埋技术。因此乘以文献^[82]中“危险废弃物填埋场渗滤液污染物产排系数”来确定其环境负荷（选择干旱~半湿润地区作为光伏系统废弃物的填埋地区）。垃圾处理能耗取 0.008kWh/kg 垃圾^[83]。考虑填埋时对土地的占用。

表 3-11 光伏系统回收处理环境清单数据

拆解回收	输入项		输出项		
	项目	数值单位	项目	数值单位	注：排污系数 ^①
光伏系统 1kW _p	破碎分选耗电	2.50E-01kWh	化学需氧量	1.20E-05	1.00E-06
	填埋处理耗电	1.00E-01kWh	氨氮	4.80E-06	4.00E-07
			总磷	1.44E-08	1.20E-09
			石油类	3.60E-07	3.00E-08
			挥发酚	9.60E-09	8.00E-10
			氰化物	1.92E-08	1.60E-09
			总铬	1.92E-07	1.60E-08
			汞	2.40E-09	2.00E-10
			镉	1.20E-08	1.00E-09
			铅	7.20E-08	6.00E-09
			砷	1.68E-08	1.40E-09

3.2.9 系统运输 过程

随着近几年的快速发展，我国光伏制造的产业链日趋成熟。截止 2009 年，光伏产业链中上游的多晶硅料、铸锭切片和中游的电池组件的各类光伏生产企业超过 500 家，下游的光伏应用和系统辅料等环节由于技术门槛低、相关制造企业超过千家。2009 年光伏产业链的企业简况见表 3-12。

^①中华人民共和国环境保护部，集中式污染治理设施产排污系数手册（2010 修订）
www.mep.gov.cn

表 3-12 2009 年我国光伏产业链企业简介

产业链 ^①	龙头企业分布（举例）	2009 前企业数量 ^②
上游	硅料	洛阳、四川、新疆等
	铸锭/切割	江西、浙江、河北等
中游	电池/组件	无锡、保定、江苏等
下游	应用系统	全国分布
		各类规模及相关部件制造企业上千家

2010-2011 年世界光伏市场的显著特点就是政府补贴收缩和产业结构调整。为了应对市场竞争和降低外部成本，国内一些大型光伏企业调整生产结构，加快了产业链垂直整合；一批规模较小技术落后的企业被收购或破产。产业链垂直整合对光伏系统运输过程的影响在于减少了其中一些环节的运输能耗和排放。在光伏系统生命周期各环节的中间产品中，光伏系统的重量远远超出其他中间过程的产品。考虑到未来光伏产业链向垂直一体化整合的趋势⁸⁴，大致估算近年来光伏产业链上下游生产厂家分布和产品供应情况^③和论文研究对象的实际情况，这里仅计算光伏系统运送到安装地点的运输能耗和排放。1kW_p 建筑并网光伏系统的重量为 124kg，其中除去支架等，还有重量约为 100kg 的组件需要由江浙一带运送到天津，公路运输的距离约为 995km。

公路运输的能耗和动力排放根据杨倩苗（2009）^[75]整理的运输工具能耗和污染物排放系数折算：柴油货车每百吨公里的油耗量为 6.5L，排放污染物 CO 为 25.43kg、SO_x 为 3.89kg、NO_x 为 126.26kg、HC 为 8.72kg、TSP 为 2.42kg、CO₂ 为 17726.98kg、CH₄ 为 0.43kg、N₂O 为 0.64kg。

最终 1kW_p 建筑并网光伏系统在安装运输时的清单如表 3-13：

^① 光伏产业链的垂直链条可分为“硅材料-硅棒硅片-电池-组件-系统安装”，一般将硅料到硅片的环节称为整个产业链的上游，光伏电池片和电池组件为中游，系统应用环节为下游。

^② 上海科学技术文献出版社编，2009 世界制造业重点行业发展动态，上海市：上海科学技术文献出版社，2010.04：189。

^③ 根据 <http://www.enfsolar.com/?lang=zh> 中关于中国大陆区域各环节生产厂家的名录整理。

表 3-13 1kW_p 建筑并网光伏系统运输数据清单（实际应用）

运输	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kW _p 组件 公路运输 (柴油货车)	柴油 ^①	7.93E+00kgce	CO	2.53E+01kg
			SO _x	3.87E+00kg
			NO _x	1.26E+02kg
			HC	8.68E+00kg
			TSP	2.41E+00kg
			CO ₂	1.76E+04kg
			CH ₄	4.25E-01kg
			N ₂ O	6.38E-01kg

3.2.10 清单中其他材料的能耗和排放

3.2.10.1 电力

论文采用刘夏璐、王洪涛等(2010)建立的中国生命周期参考数据库(CLCD)中关于中国电网电力的生命周期清单, 主要清单数据如表 3-14

表 3-14 中国电力 1kWh 的生命周期清单^②

产品	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kWh 电	原煤	5.28E-01kg	CO ₂	1.12E+00kg
	水	3.29E+00kg	SO ₂	6.73E-03kg
	石灰石	6.96E-03kg	NO _x	2.79E-03kg
	原油	3.03E-03kg	CH ₄	2.54E-03kg
	天然气	1.30E-04kg	烟尘、灰尘	2.24E-06kg
			炉渣、粉煤灰等	4.22E-06kg
			废水	1.20E+00kg
			固体废弃物	1.84E-01kg

^① 根据国家标准 GB/T 2589-2008《综合能耗计算通则》中, 柴油的低位发热量为 42705GJ/kg, 折标煤系数为 1.4571kgce/kg。

^② 刘夏璐、王洪涛等, 2010 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型, 环境科学学报, 2010.30 (10) 2136-2144

3.2.10.2 水

根据“2005年全国水利发展统计公报”^[85]，2005年总供水量中地表水源占81.2%。全国总用水量为5563亿立方米，其中工业用水占22.8%，用水消耗量为3022亿立方米，工业耗水占9.4%，废污水排水量为750亿吨，工业废水占2/3。而2005年我国水生产业总能源消费量为692.01万吨标煤^[86]，除以年总供水量5563亿立方米（水密度按1000kg/m³折算），可得平均每千克水的生产能耗为0.0000124千克标煤。

工业用水生产的污染根据文献^[87]中地表水制取自来水（最大规模）来取值。

表 3-15 水生产清单

产品	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kg 水	能耗	1.24E-05kgce	COD	9.60E-08kg
			废水	4.20E-03kg

3.2.10.3 铝材

光伏系统中铝型材用于组件边框，阵列支架等。铝工业是高污染、高耗能的工业，国家对电解铝生产中的能耗和排放都有较为严格的控制规定。回收铝材进行循环利用，可以充分地利用资源并节约能源，因此从1950年开始，世界金属铝循环利用量占铝工业原材料的比重越来越大。2007年全球再生铝占其总消费量的50%以上。而我国这一比例当年只有22.9%，生产潜力很大。2008年，我国再生铝产量已经跃升到270万吨。经研究，以废铝为主要原料的再生铝其能耗仅为电解铝的3%，废弃物排放减少量高达95%，并可再多次循环利用^[88]。

假设每1kg铝材中77%的能耗和排放来自于原生铝，23%来自于再生铝。从铝土矿开采到铝锭生成为止的能耗排放数据来源于王峥、郝维昌等^[89]（2006）的研究。其他生产排放来自于文献^[87]。将耗能工质按照电力等价值折合，得到考虑了回收再利用情况的每1kg的铝材生命周期清单（不包括能源生产排放）如下表3-16:

表 3-16 考虑回收再利用的 1kg 铝材生命周期清单

产品	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
铝材 1kg	电力	1.18E+01kWh	SO ₂	1.60E-02kg
	铝矿	2.74E+00kg	CO	3.60E-01kg
	其他矿石	3.20E-01kg	CO ₂	2.88E+00kg
	水	1.35E+01kg	COD	4.19E-06kg
			烟尘	1.69E-03kg
			粉尘	4.13E-06kg
			废水	2.47E-03kg
			废渣	1.92E +00kg

3.2.10.4 钢铁

钢材在光伏系统中钢型材用于支架、边框等。1kg 普通钢材(考虑了钢生产的废料再循环过程)生产过程的生命周期清单主要数据来源于文献^[90], 如表 3-17

表 3-17 钢材 1kg 的生命周期排放 (含废料再循环)

产品	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
钢材 1kg	电耗	4.40E+00MJ	CO	1.00E-01kg
	燃油	2.88E+00MJ	CO ₂	2.10E+00kg
	煤耗	2.67E+01MJ	HC	1.31E-04kg
	含铁矿	1.52E+00kg	NO _x	1.00E-03kg
	其他矿石	2.68E+00kg	SO _x	5.80E-03kg
	水	3.40E-02m ³	H ₂ S	8.70E-05kg
			Dust	2.50E-02kg
			COD	2.82E-04kg
			Na ⁺	3.80E-04kg
			悬浮物	1.20E-01kg
			NH ₄	2.80E-04kg
			矿渣	3.50E+00kg
			固体废弃物	8.70E-01kg
			粉尘	1.90E-01kg

3.2.10.5 铜

铜在光伏系统中主要来源于制造电线电缆中含铜。根据国际一般回收水平,废杂铜的回收量为当年精铜产量的40%^[91]。据此假设每1kg铜中有60%是精铜,40%来自于再生铜。考虑回收再生的1kg铜的生命周期清单如表所示:

表 3-18 考虑回收再利用的 1kg 铜产品的生命周期清单^{①②}

产品	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
铜 1kg	能耗	7.33E-01kgce	CO ₂	1.12E+00kg
	含铜矿石	5.06E+00kg	NO ₂	3.26E-02kg
			SO ₂	7.36E-01kg
			废水	5.50E+01kg
			固体废弃物	2.70E+01kg

3.2.10.6 玻璃

光伏系统中玻璃主要应用在封装环节作为光伏组件的保护装置。作为传统三大建材行业之一,玻璃工业生产也是高污染、高耗能的行业。文献^[92]计算了2002年我国平板玻璃工业生命周期清单,除以我国2002年平板玻璃产量1140.0685万吨,可得生产1kg平板玻璃的生命周期清单(排放中未计入电力、燃油、原煤等能源生产时的排放,原料中考虑了加入10~20%的回收碎玻璃熟料)如表3-19。

表 3-19 含有回收碎料的平板玻璃 1kg 的生命周期排放

产品	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
平板玻璃 1kg	电力	1.96E-01kWh	CO ₂	5.46E-01kg
	燃油	1.57E-01kg	CO	6.39E-03kg
	原煤	1.71E-01kg	NO _x	1.47E-02kg
	天然气	1.32E-02m ³	SO ₂	4.28E-03kg
	玻璃硅质原料	7.87E-01kg	SO ₃	1.68E-04kg
	其他矿石配料	5.13E-01kg	粉尘	2.26E-03kg
			Pb	1.28E-04kg

^①姜金龙, 徐金城, 侯尚林,等. 共生矿石生产电解镍/铜的生命周期评价研究. 环境科学学报, 2005, 25(11): 1570-1574

^②姜金龙, 徐金城等. 再生铜的生命周期评价. 兰州理工大学学报, 2006, 32(3): 4-6

3.2.10.7 其他相关物质的能耗和排放

由于国内信息公开渠道的不完善和统计数据的欠缺,光伏系统涉及到的大量辅料,如氢气、盐酸、硫酸、银、硝酸、塑料等,完整的生命周期排放和能耗信息难以获得,论文中采取了如下替代方式:

- 利用中国生命周期基础数据库 CLCD0.3 中部分产品的生命周期清单。
- 国家、省市或行业规定的高能耗产品的能耗限额。
- 专业或权威文献中提供的能耗数据^{[72], [86], [93]}。
- 难以获得国内生命周期能耗数据的,考虑用尽量接近国内实际情况的国外数据(Ecoinvent2.2 数据库、ECLD2.0 数据库)替代。这部分物质的量占极少数。
- 部分废弃物排放通过全国第一次全国污染源普查中“工业源产排污系数手册”^[94]查得。

3.3 清单的数据处理

3.2.1-3.2.8 节中的数据按照图 3-1 所示的对应关系进行合并,求得作为耗能产品的光伏系统在生命周期(25 年)内生产、使用、回收的直接物耗和能耗,能源和辅料生产的环境影响按照 3.2.10 节处理后合并数据并整理,得到单位额定功率的建筑并网光伏系统生命周期环境影响清单,为下一步生命周期环境影响评价做准备。

3.3.1 并网光伏系统的生命周期能耗

经过整理,1kW_p 建筑并网光伏系统生命周期能耗如表 3-20

表 3-20 1kW_p 建筑并网光伏系统生命周期能耗（能耗单位：kWh）

制造	过程能耗 A	百分比	辅料能耗 B	百分比	能耗和 A+B	百分比
工业硅	121.5	5.4%	154.2	17.1%	275.7	8.7%
多晶硅提纯	1417.5	62.9%	79.5	8.8%	1497.0	47.5%
铸锭切片	260.0	11.5%	157.7	17.5%	417.7	13.2%
制备	150.0	6.7%	8.2	0.9%	158.2	5.0%
封装	90.0	4.0%	285.0	31.7%	375.0	11.9%
系统辅件	150.0	6.7%	215.0	23.9%	365.0	11.6%
使用	0.0	0.0%	0.2	0.0%	0.2	0.0%
回收	0.4	0.0%	0.0	0.0%	0.4	0.0%
运输	64.4	2.9%	0.0	0.0%	64.4	2.0%
总计	2253.8	100.0%	899.8	100.0%	3153.6	100.0%

从表 3-20 可以看出，在生产过程耗能中，多晶硅提纯过程的能耗占了过程能耗的一半以上，其次是铸锭和切片环节的能耗，两者加起来接近过程能耗的 75%；材料生产能耗中封装过程、系统辅件生产、铸锭切片过程分别占了辅料生产能耗的前三位，封装过程和系统辅件生产过程主要是由于铝、玻璃等材料的能耗非常大，而铸锭切片过程的材料生产能耗主要来自于切削过程的磨料。1kW_p 的建筑并网光伏系统的生命周期能耗约为 3153.6kWh，折合 11353MJ，其中光伏系统过程耗能约 2253.83 kWh，辅料生产能耗 899.8kWh。

3.3.2 清单数据质量评估

由于光伏系统生产过程清单的数据来源比较复杂，对数据质量需要进行评估。在 2.2.1.1 节介绍了清单数据分析和数据质量的评估研究进展。根据光伏系统生命周期的特点和论文研究的实际情况，采取刘涛^[33]（2006）的数据选择方法，从可靠性和相关性两方面对不确定性数据质量进行筛选：可靠性包括统计代表性和时间代表性；相关性包括数据来源和技术相关性，采取等分权重作为初步筛选的权重分配方法，不确定性的评估指标如表 3-21：

表 3-21 清单数据来源的不确定性评估指标

指标值	A 数据可靠性 (权重 1/2)		B 数据相关性 (权重 1/2)	
	A1 统计代表性(1/4)	A2 时间代表性(1/4)	B1 数据来源 ^① (1/4)	B2 技术代表性 ^② (1/4)
7	行业重点统计	研究目标 3 年内	生产统计数据/监测数据	反映研究目标典型生产技术水平
5	多家典型生产统计	研究目标相差 4-5 年	多来源平均数据	(经过修正) 与研究目标技术水平接近
3	抽样统计	研究目标相差 6-7 年	计算数据	与研究目标技术水平有一定差距
1	单一生产统计	相差 7 年以上/未知数据年代	估计数据	未知技术水平差距

论文以光伏系统生命周期为研究对象, 希望通过对清单数据的收集和研究能够反映国内建筑并网光伏系统的环境影响, 并从中找出环境影响较大的主要生产环节和研究技术方法改进对环境影响的贡献。建筑并网光伏系统的生命周期清单数据表每个环节中生产过程耗能、原材料使用量和污染排放的数据主要结合了国内较权威研究成果和生产厂家的环境监测数据, 数据来源的可靠性和相关性差别很小, 基本可以认为有相同的不确定性指标。据此, 论文主要讨论考虑生命周期生产能耗数据的不确定性和敏感性分析, 按照表 3-21 进行统计, 数据中生产过程能耗的不确定性可以用下表 3-22 来表示:

^① 数据来源划分成四个档次, 其中生产统计和重点部门的监测数据直接来源于生产现场, 数据来源比较可靠; 多来源平均数据主要指科研文献和其他数据来源的综合平均值; 计算数据指根据生产过程的一般反应公式和反应条件进行计算的数据; 估计数据指根据基本反应公式和相关文献对研究目标进行估算。

^② 将研究目标的技术水平划分为先进、平均、较低三个等级, 收集的数据原则上尽量反映当前技术的中上水平。两者间的差别可以按照“相当”、“接近”、“相差较多”“未知差距”这四个等级来划分。

表 3-22 建筑并网光伏系统生命周期生产能耗数据来源不确定性指标

制造过程	A1	A2	B1	B2	加权综合
工业硅	7	3	7	5	5.5
多晶硅提纯	5	7	5	5	5.5
铸锭切片	5	7	5	5	5.5
制备	3	7	5	5	5.5
封装	5	7	5	5	5.5
系统辅件	3	7	5	3	4.5
使用	1	7	3	3	3.5
回收	3	5	3	3	3.5
运输	7	1	1	7	4

表 3-22 的加权数值表达了统计数据来源的不确定性等级，需要进行重点分析的数据还应结合数据在研究范围内的贡献大小来确定，参考了文献^[33]中的数据坐标系建立不确定性分析的二维象限图。落在重点分析区域的数据将进行敏感性分析，如图 3-6 所示。

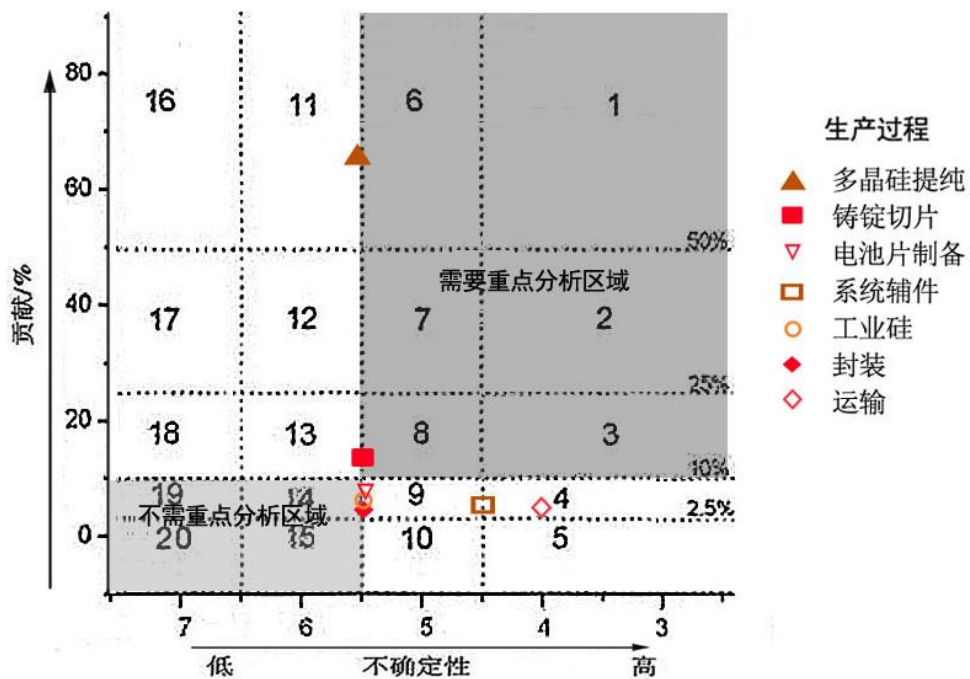


图 3-6 光伏系统生产过程能耗不确定性分析的数据选择

辅料的生产能耗和排放来源于三部分：计算回收比例的辅料清单来源于科研

文献,其他辅料主要来源于 CLCD 数据库中的统计数据 and 统计年鉴中产品的行业能耗,总体约反映了我国 2006~2009 年的生产技术水平。辅料生产的技术改进不属于本论文的研究范围。但生产中利用辅料的比例和对辅料使用回收率属于系统生命周期生产范围。据此,论文以系统中使用的铝材为例,分析提高材料回收利用比例和改变辅料对全生命周期能耗的影响。

3.3.3 敏感性分析

根据 3.3.2 节的数据评估,对需要进行重点分析的数据区域进行敏感性分析。

3.3.3.1 多晶硅提纯过程能耗变化的敏感性分析

3.2.2 节多晶硅提纯生产过程,目前生产 1kg 高纯多晶硅的平均水平为 175kWh,而最优水平已经达到了 120kWh。有报道,对改良西门子法进行技术升级和自主创新后,国内某大型厂家提纯多晶硅全流程综合能耗降到了 95kWh^[95]。目前,海内外光伏市场大幅度调整,光伏产业链上游的晶硅供应厂家加快了提纯方式的技术革新,硅烷法、冶金法等多晶硅提纯新方法的技术进步和产业化会使该环节的生产能耗进一步下降。某大型生产厂家的硅烷流化床法的中试运行已经使每 kg 高纯多晶硅能耗降到了 25kWh^[96]。

按照生产能耗能够达到目前国内的先进水平 120kWh/kg 多晶硅和世界先进水平 80kWh/kg 多晶硅,对该过程的能耗进行敏感性分析,如表 3-23,表 3-24:

表 3-23 提纯环节多晶硅能耗降为 120kWh 的系统生命周期能耗 (能耗单位: kWh)

制造过程	过程能耗 A	百分比	辅料能耗 B	百分比	能耗和 A+B	百分比
工业硅	121.5	6.7%	154.2	17.1%	275.7	10.2%
多晶硅提纯	972.0	53.8%	79.5	8.8%	1051.5	38.8%
铸锭切片	260.0	14.4%	157.7	17.5%	417.7	15.4%
制备	150.0	8.3%	8.2	0.9%	158.2	5.8%
封装	90.0	5.0%	285.0	31.7%	375.0	13.8%
系统辅件	150.0	8.3%	215.0	23.9%	365.0	13.5%
使用	0.0	0.0%	0.2	0.0%	0.2	0.0%
回收	0.4	0.0%	0.0	0.0%	0.4	0.0%
运输	64.4	3.6%	0.0	0.0%	64.4	2.4%
总计	1808.3	100.0%	899.8	100.0%	2708.1	100.0%

表 3-24 提纯环节多晶硅能耗降为 80kWh 的系统生命周期能耗（能耗单位：kWh）

制造过程	主过程能耗 A	百分比	辅料能耗 B	百分比	能耗和 A+B	百分比
工业硅	121.5	8.2%	154.2	17.1%	275.7	11.6%
多晶硅提纯	648.0	43.7%	79.5	8.8%	727.5	30.5%
铸锭切片	260.0	17.5%	157.7	17.5%	417.7	17.5%
制备	150.0	10.1%	8.2	0.9%	158.2	6.6%
封装	90.0	6.1%	285.0	31.7%	375.0	15.7%
系统辅件	150.0	10.1%	215.0	23.9%	365.0	15.3%
使用	0.0	0.0%	0.2	0.0%	0.2	0.0%
回收	0.4	0.0%	0.0	0.0%	0.4	0.0%
运输	64.4	4.3%	0.0	0.0%	64.4	2.7%
总计	1484.3	100.0%	899.8	100.0%	2384.1	100.0%

当多晶硅提纯环节的生产能耗下降为 120kWh 和 80kWh 时，生产过程能耗分别下降了 20% 和 34%，降幅明显；全生命周期能耗分别为 2708kWh 和 2384kWh，分别下降了 14% 和 24%。

3.3.3.2 铸造和切片生产过程能耗变化的敏感性分析

3.2.3 节中铸造多晶硅锭和切割硅片过程，清单数据的能耗综合值接近单项能耗取值水平的上限，而两者近年来较低能耗水平约 8kWh/kg 多晶硅和 9kWh/kg 硅锭，如果按照较低能耗取值，其他条件不变，则计算得系统全生命周期的主过程能耗和总能耗分别下降了 6% 和 4%。

另外，晶硅生产原料在该过程损失最多，在铸锭和切片环节一共损失了超过 55% 的晶硅材料，从硅锭切割成硅片环节的晶硅平均损失为 45%，降低切割损失可以减小该过程的能耗，同时可以节约生产 1kW_p 电池所需的多晶硅提纯能耗。清单中硅片切割厚度为 $220\mu\text{m}$ （经研磨后电池片厚度为 $180\mu\text{m}$ - $200\mu\text{m}$ ），损耗（多线切割线径）为 $180\mu\text{m}$ 。如果硅片厚度降为 $200\mu\text{m}$ （研磨后电池片厚度为 $160\mu\text{m}$ - $180\mu\text{m}$ ），损耗降为 $160\mu\text{m}$ ，单位质量的能耗不变，则铸锭切片过程能耗和降低了 11%，同时生产 1kWh 的光伏系统所需的高纯多晶硅质量也下降了 11%，即多晶硅提纯过程的折合能耗也降低了 11%。整个系统生命周期的生产过程能耗和总能耗分别降低了 8% 和 6%。

如果在生产过程中能够做到一方面降低铸锭和切片过程的能耗，另一方面减小硅片厚度和线切割直径，则该过程的节能潜力还是比较明显的，由表 3-25 可以看出，在两方面均进行优化，该过程对降低系统生命周期中生产过程能耗和总

能耗的贡献率分别为 13% 和 9%。

表 3-25 铸锭切割环节取高技术水平时系统生命周期能耗（能耗单位：kWh）

环节	过程能耗 A	百分比	辅料能耗 B	百分比	能耗和 A+B	百分比
工业硅	121.5	6.2%	154.2	17.1%	275.7	9.6%
多晶硅提纯	1265.3	64.1%	79.5	8.8%	1344.8	46.7%
铸锭切片	113.1	5.7%	157.7	17.5%	270.8	9.4%
制备	150.0	7.6%	8.2	0.9%	158.2	5.5%
封装	90.0	4.6%	287.0	31.8%	377.0	13.1%
系统辅件	170.0	8.6%	215.0	23.8%	385.0	13.4%
使用	0.0	0.0%	0.2	0.0%	0.2	0.0%
回收	0.4	0.0%	0.0	0.0%	0.4	0.0%
运输	64.4	3.3%	0.0	0.0%	64.4	2.2%
总计	1974.7	100.0%	901.8	100.0%	2876.5	100.0%

3.3.3.3 高耗能辅料能耗的敏感性分析

以铝材为例，论文 3.2.10.3 中，通过文献整理^[89]的原生铝材生产能耗折合交流电耗约为 15.2kWh/kg 铝材（包括电解铝生产和铝合金加工），再生铝的电耗约为原生铝的 3%。如果国内铝材料回收率能够达到国际水平即 50%，则考虑回收再利用的单位质量铝材的能耗下降了 33.7%。系统中共使用铝材约 30kg，其中铝合金边框 12.3kg，铝型材 16.7kg，加强铝材料回收比例后全生命周期能耗降低了约 120kWh，降幅为 3.8%。

另外，由表 3-20，在组件封装过程中铝合金边框能耗占该过程能耗的 38.7%，而国外有文献研究指出未来光伏组件考虑不使用铝合金边框以降低全生命周期能耗^[26]，这样，系统全生命周期能耗会下降 145 kWh，降幅为 4.6%。

3.3.4 小结

光伏系统生命周期涉及到诸多生产环节和大量的辅助材料，数据量十分庞大。在我国基础生命周期清单数据库尚不完善的情况下，论文通过多种渠道收集和分析数据信息，尽量保证数据的可靠性和能够较为的真实反映我国近年光伏系统生产水平。并主要针对生产过程能耗不确定性数据进行了敏感性分析。

分析表明，光伏系统生命周期总能耗受多晶硅提纯阶段的能耗变化影响最大，而 1kW_p 光伏系统所需的硅料量取决于铸锭切片环节硅料的损失。减小硅料损失

会同时减小提纯和铸锭切片两个环节的能耗。

辅件生产的能耗主要在于高耗能辅件如边框、玻璃、支架等。论文以铝材为例，简要地分析了减少辅件生产这部分能耗对全生命周期能耗的影响。辅件生产能耗仅占全生命周期能耗的 28.5%，在可能的情况下尽量减小辅件生产的能耗会对建筑并网光伏系统全生命周期能耗的降低起到一定作用。

第四章 建筑并网光伏系统的生命周期环境影响评价

本章主要包括三部分，生命周期评价体系的选择，影响因子的确定和建筑并网光伏系统的生命周期影响评价。

4.1 影响类型的选择

生命周期影响评价是生命周期评价的核心环节，它是一种基于功能单位的相对方法，ISO 给出了评价方法的框架，其中必选的三个步骤为选择影响类型参数及特征化模型、分类和特征化。

根据对环境效应机制关注的重点不同，产品进行生命周期评价时选择的影响类型在环境效应链上的位置有两种：一是面向现实中具体的环境问题，二是关注环境影响的最终保护目标。前者反映了产品系统环境问题的事实状况，影响类型处于环境效应链的中点，因此又叫中间影响类型（Midpoint impact category），如酸化、全球变暖、富营养化、潜在光化学臭氧生成和人类毒性等，将清单数据分类并量化到这些中间影响类型的评价方法可称之为“中间问题评价法”或者“主题导向评价”。后者追溯到环境问题的最终危害，影响类型处于环境效应链的终点，因此称为类型终点（Category endpoint）或破坏影响类型（Damage impact category），如人类健康损伤、自然环境破坏、生态多样性等，选取这种影响类型的生命周期影响评价方法又称“终点破坏评价法”或者“破坏导向评价”。中间问题评价和终点破坏评价与最终保护目标的关系可以由图 4-1 来表示：

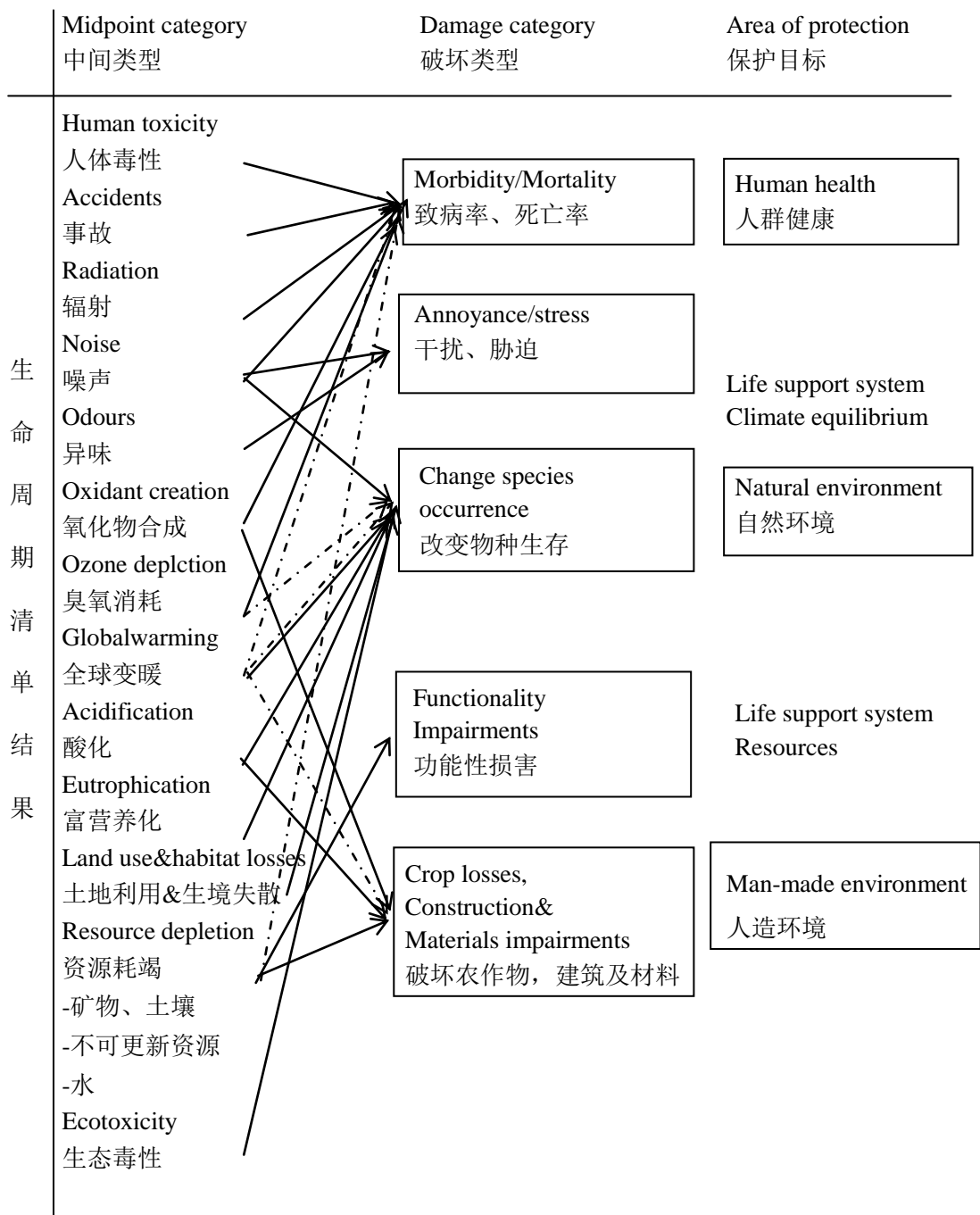


图 4-1 中间类型和破坏类型与保护目标的关系^①

中间问题法发展较早，清单数据转化的影响类型比较直观，参数模型也比较成熟，因此归类的不确定性低，较易解释其清单内容。但由于影响指标的专业性比较强且指标的种类众多，常须经过进一步归一化和加权处理才便于对归类结果

^① UNEP/SETAC Life Cycle Indicative. Life Cycle Impact Assessment programme: LCIA Background.II_ LCIA work meeting results 1a.2003

进行解释。国际上有代表性的该类评价方法有 CML2001^[97]、EDIP97/2003^[98]、Eco-indicator 95^[99]等。国内研究方面，杨建新（2001）以丹麦的 EDIP 模型为基础建立了基于国内环境影响类型和相应评价参数的方法，如图 4-2。我国大部分生命周期评价也采用了中间问题法。

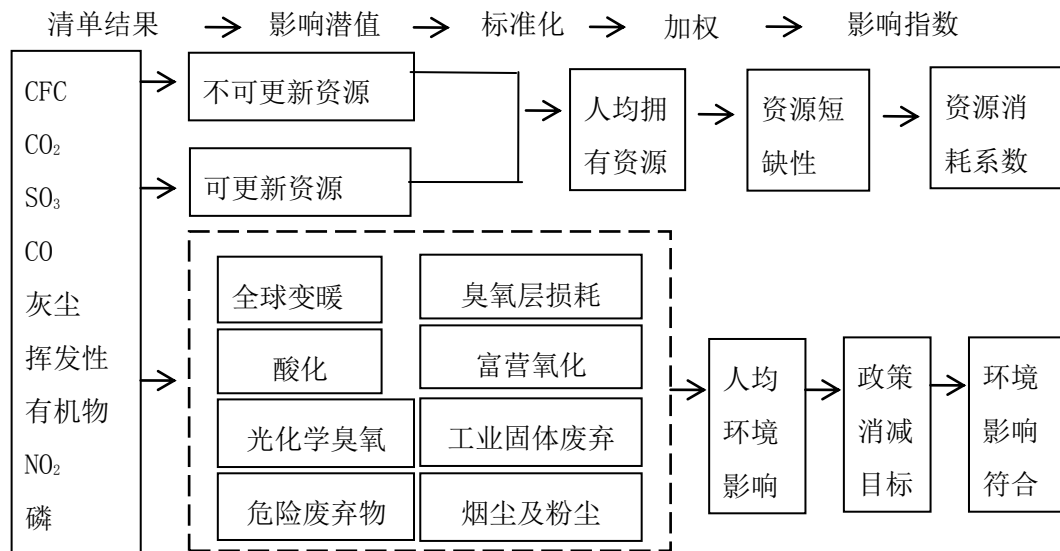


图 4-2 中间问题环境影响评价模型^①

终点破坏法是近些年生命周期影响评价类型研究的新趋势。该方法将清单数据直接追踪量化到造成的环境危害本身，所得的破坏模型具有普遍性，更容易据此理解系统环境问题造成的直接影响，同时能够揭示问题的客观本质^[100]。终点破坏的末端环境影响数量较少，含义也比较清晰，减少了权重选择时的不确定性。但是将清单数据直接转化为类型终点时，需要考虑更多的综合因素，其终点参数模型也有待完善。特征化后的结果往往反映了制定者所期待的现状的改善方向，可以将产品系统的环境负荷向符合人类长远利益的发展规划做引导。国际上有代表性的该类评价方法有 Eco-scarcity97、EPS 2000、Eco-indicator 99^[101]等。图 4-3 给出了 Eco-indicator 99 的评价模型。

^①杨建新等编著. 产品生命周期评价方法及应用. 气象出版社, 2002

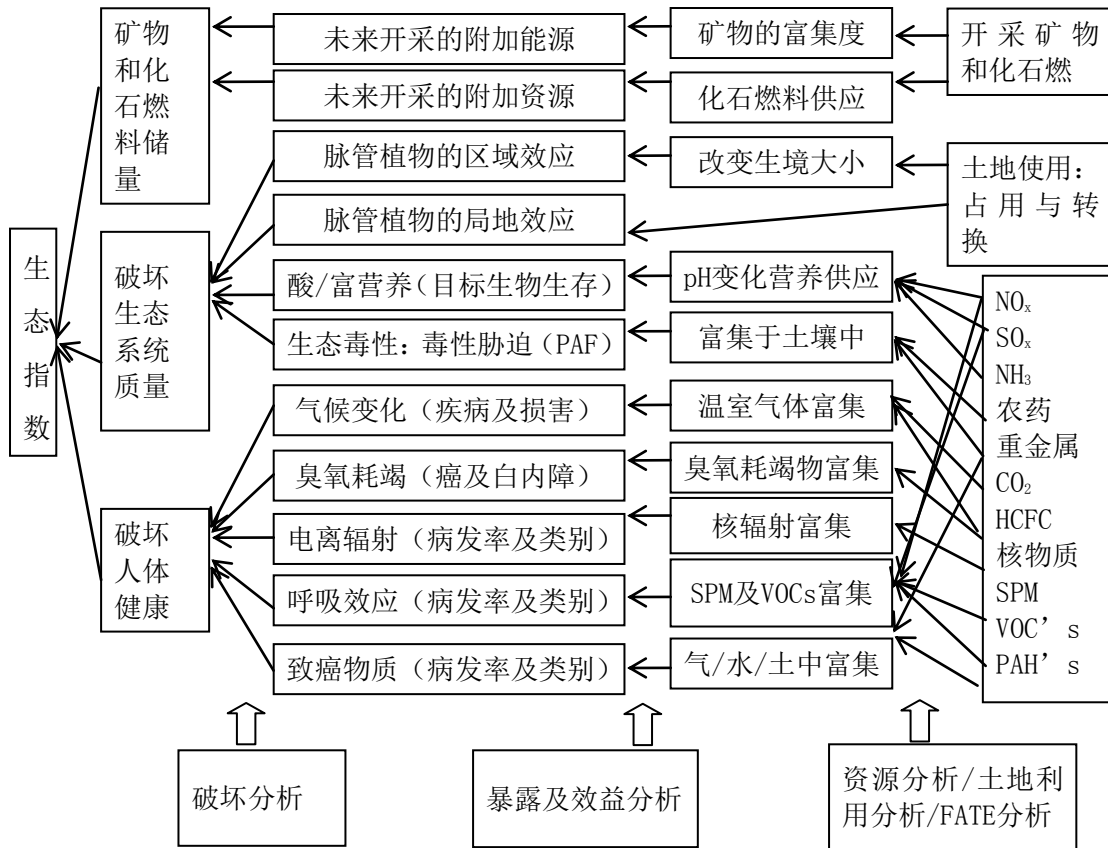


图 4-3 Eco-indicator 99 的影响模型^①

国内基于终点破坏法的使用寿命评价应用目前还比较少，赵辉^[102]（2005）对产品生命周期初步建立了适合国情的终点破坏类型归一化体系，选取了人类健康、生态系统质量、资源这三种终点环境影响类别。顾道金^[103]（2006）建立了针对建筑生命周期的终点破坏评价，根据国内的基础数据选取了资源耗竭、能源耗竭、人类健康受损和生态破坏四个终点环境影响类别。郭安^[104]（2009）根据绿色建筑项目的特点选取资源耗竭、人类健康损害、生态质量破坏、能源效应和土地生态变更五个终点环境类型。欧阳丹^[105]（2010）选取桥梁作为研究对象，根据其环境影响的特点选取人类健康受损、生态破坏、资源耗竭这三种终点影响类型。

采用何种影响类型进行评价，应根据所研究的目的和范围来确定。产品系统的所有环境负担最终总会归结到使人类健康受损、对生态的破坏、对资源和能源的消耗这几种终点影响情况之一，通过这些类型最终影响的大小来衡量产品系统污染的程度就是终点评价的核心思想，因此终点类型评价更客观地接近于实际影

^① The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology Report 2001. (Edition 3)

响^[103]。就建筑光伏系统来说，对资源和能源的消耗、人类健康的影响和生态破坏的影响正是其生命周期环境负荷关注的焦点，因此，选取终点破坏类型更能对其起到综合评价的作用。

综合比较了国际现行的几种终点破坏模型，论文同样选取 Eco-indicator 99^[101] 的理论作为基础，并参考我国现有数据来源和研究成果，建立建筑并网光伏系统全生命周期终点破坏类型的评价模型。

论文建立的建筑并网光伏系统生命周期影响类型框架如图 4-4：

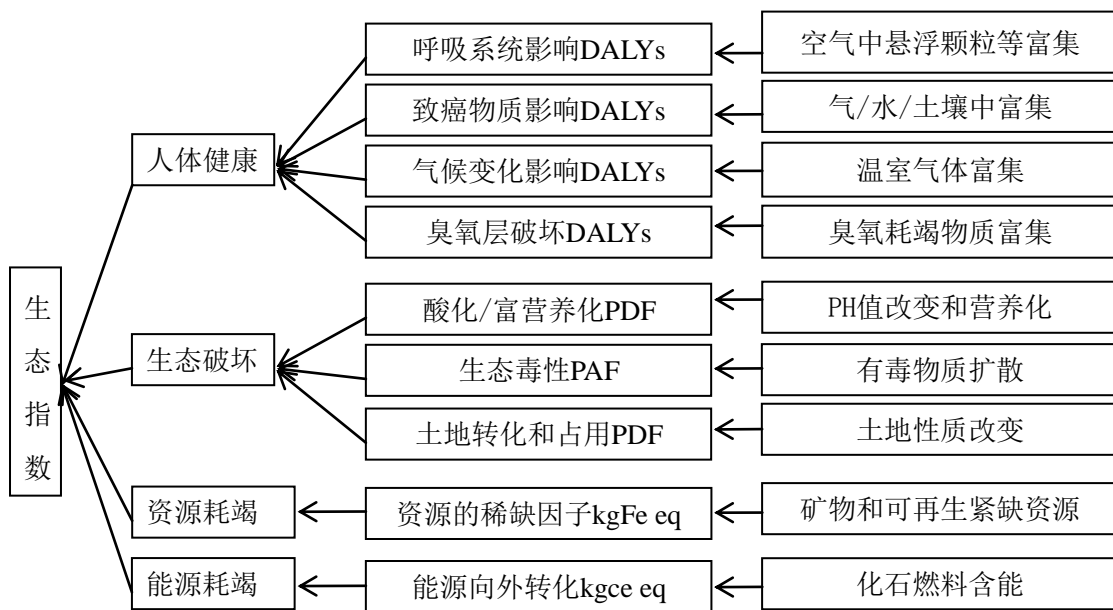


图 4-4 建筑并网光伏系统生命周期终点破坏影响类型框架

4.2 破坏因子的选择

某种环境影响类型会受到清单结果中不同的环境负荷因子的影响，同一种环境影响因子也可能对多种环境影响类型都有贡献。对于终点影响类型，每种清单物质对不同终点的影响机理不同，在破坏因子的推导和计算时并不涉及到影响效应互相关联的问题，因此论文中清单结果如涉及到多于一种影响类型时，利用串联机制将清单结果按照主导影响归类到不同破坏类型内，不进行分配。

4.2.1 人类健康影响（HD）

根据 1995 世界卫生组织（WHO）对人类健康给出引申定义，对人类健康的影响，包括了噪声、电磁、生物化学物质引起的病理性化学反应，还包括广泛的

环境健康和影响,如住房、城市发展、土地使用和运输。根据产品系统的全生命周期评价的特点,人类健康影响的范围是指产品系统释放到环境中的物质不会产生未成年死亡、疾病或是痛苦^[101]。Eco-indicator 99 引入了 DALYs (伤残调整生命年, Disability-Adjusted Life Years) 来作为人类健康损害的标度。DALYs 涵盖了寿命损伤中因疾病伤残造成的寿命损害 (YLD, Years Lived Disabled) 和过早死亡引起的寿命减少 (YLL, Years of Life Lost) 两方面的内容,同时综合考虑了多种因素对寿命的影响,如慢性疾病、累积环境因素对健康的时间“折现率”和年龄层的社会价值等。单位 DALYs 的减少就代表了单位健康的生命年的损失。根据建筑并网光伏系统的生命周期清单,论文选取致癌物质、呼吸系统影响、气候变化和臭氧层损害这四种人类健康的破坏子类型,确定这四种子类型对人体健康的破坏因子。

4.2.1.1 人类健康——呼吸系统影响

人类呼吸系统会受到有机物质、无机物质和空气中灰尘的损害。表 4-1 列出了损伤呼吸系统的物质的破坏因子。

表 4-1 损伤呼吸系统对人类健康的破坏因子^① (单位: DALYs/kg)

排放物 (大气排放)	呼吸系统受损的破坏因子
carbon monoxide	7.31E-07
1-Pentene	2.13E-06
2-methyl-2-butene	1.70E-06
acetaldehyde	1.36E-06
acetic acid	2.13E-07
acetone	2.04E-07
Aldehydes	1.40E-06
benzene	4.68E-07
butene	2.47E-06
chloroform	4.94E-08
dichloromethane	1.45E-07
ethane	2.64E-07
ethanol	8.34E-07
ethyl acetate	4.60E-07
ethyl benzene	1.53E-06

^① 表 4-1~表 4-7 中数值均来自于 Goedkoop M., Eftting S., Collignon M(2000): The Eco-indicator 99-A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment (Methodology Report). Technical Report, Pre Consultants. 2001

formaldehyde	1.11E-06
formic acid	6.89E-08
hexane	1.02E-06
isobutanol	8.09E-07
isoprene	2.38E-06
isopropanol	2.98E-07
methanol	2.81E-07
methyl acetate	1.02E-07
methyl ethyl ketone	8.09E-07
esters	3.70E-07
ethene	2.13E-06
ethane diol	8.26E-07
methylene chloride	1.90E-06

4.2.1.2 人类健康——致癌物质影响

Eco-indicator 99 将致癌物质排放对土地的影响根据土地性质进行了区分，一般假设农药类的致癌物质排放在农业性土地上，其他的排放物假定排放在工业性土地上，而不直接排放的致癌物质就假设发生在自然界。对于论文的研究对象来说，生产、使用、回收的全过程都在工业性质的土地上进行。常见致癌物质的破坏因子如表 4-2。

表 4-2 致癌物质对人类健康的破坏因子（单位：DALYs/kg）

排放物（排放位置）	致癌物质影响的破坏因子
1,2-dichloroethane (land)	2.98E-05
acetaldehyde (land)	2.16E-07
acetaldehyde (water)	9.23E-07
benzene (land)	1.33E-05
benzene (air)	2.50E-06
benzene (water)	4.12E-06
benzoapyrene (land)	2.06E-03
benzoapyrene (air)	3.98E-03
chloroform (land)	4.12E-06
chloroform (air)	2.63E-05

chromium VI (air)	1.75E+00
chromium VI (water)	3.43E-01
chromium VI (land)	2.71E-01
dichloromethane (land)	5.99E-06
dichloromethane (air)	4.36E-07
dichloromethane (water)	4.97E-07
ethylene oxide (land)	2.38E-03
ethylene oxide (air)	1.83E-04
ethylene oxide (water)	1.39E-04
formaldehyde (land)	1.83E-06
formaldehyde (air)	9.91E-07
formaldehyde (water)	4.97E-06
hexachlorobenzene (land)	1.47E-01
hexachlorobenzene (air)	8.25E-02
pentachlorophenol (land)	2.29E-02
polychlorinated biphenyls (land)	1.97E-03
propylene oxide (land)	1.17E-05
styrene (land)	2.44E-08
vinyl chloride (land)	7.67E-07
vinyl chloride (air)	2.09E-07
vinyl chloride (water)	2.84E-07
cadmium (air)	1.35E-01
cadmium (water)	7.12E-02
cadmium (land)	3.98E-03
chromium (air)	1.75E+00
chromium (water)	3.43E-01
chromium (land)	2.71E-01
Nickel (air)	2.35E-02
Nickel (water)	3.11E-02
arsenic (air)	2.46E-02
arsenic (water)	6.57E-02
arsenic (land)	1.32E-02

4.2.1.3 人类健康——气候变化影响

人类健康会受到污染物累积、气候环境改变的影响，并且气候变化属于全球性环境问题。随着经济和社会的发展，一些影响可能会转移和减弱。单就全球变暖的趋势来说，温度升高对人类健康问题同时具有负面影响和一部分正面影响，例如夏季超高温会引发心脏病等疾病，但是低温的适度减少对心血管疾病有一定抑制作用。其他损害还包括温度升高引起某些传染性疾病的传播等。这些损害并不能够立即、直接地显现出来，具有滞后性和累积性，欲准确模拟气候变化对人类的影响有一定的困难，因此目前只能够通过试验模拟来推断其损害。一般采取温室气体排放的全球变暖潜质(GWP, Global warming Potential)来表征全球变暖的气候变化影响。对于通常采用的世界气候控制委员会(IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change)公布的当量因子需要一点小小的修正，因为温室气体排放的损害并不是与大气寿命线性相关的。Eco-indicator 99 分别以 CH₄、CO₂、N₂O 作为大气寿命为 20 年、20-100 年和 100 年以上的累计时间尺度值的排放气体的代表，首先单独推算了这三种有代表性的温室气体的人类健康损害值，然后将 IPCC 公布的温室气体全球变暖潜质表根据大气寿命累积时间尺度划分为三组，推算出其他温室气体的破坏因子，如表 4-3。

表 4-3 气候变化的人类健康破坏因子 (单位: DALYs/kg)

排放物 (大气排放)	气候变化影响的破坏因子
CFC-11	2.20E-04
CFC-113	6.30E-04
CFC-12	1.40E-03
chloroform	8.30E-07
Halon-1301	-1.71E-03
HCFC-22	2.80E-04
HFC-134a	2.70E-04
HFC-152a	2.90E-05
HFC-23	2.60E-03
nitric oxide	6.90E-05
carbon dioxide	2.10E-07
methane	4.40E-06
sulfur hexafluoride	5.30E-03
nitrous oxide	6.90E-05

carbon monoxide	4.30E-07
-----------------	----------

4.2.1.4 人类健康——臭氧层破坏影响

离地面 20-30km 的大气平流层中富集的臭氧层能够吸收太阳辐射中的过量紫外线。工业生产中，一些卤素烃类气态化合物在平流层滞留一定时期后会导致臭氧层的破坏，人类就会遭受过量紫外线的伤害，如产生皮肤癌、角膜疾病、免疫破坏等。一般物质的臭氧耗竭潜力（Ozone Depletion Potential, ODP）是以全氟氯烃中 CFC-11 当量来表征的，因此先推算出 CFC-11 的破坏因子，再以 1999 年世界气象组织公布的 ODP₉₉ 中各物质影响因子来推算其他物质的破坏因子，如表 4-4。

表 4-4 臭氧破坏对人类健康的破坏因子（单位：DALYs/kg）

排放物（大气排放）	臭氧破坏的破坏因子
CFC-11	1.05E-03
CFC-113	9.48E-04
CFC-114	8.95E-04
CFC-12	8.63E-04
Halon-1211	5.37E-03
Halon-1301	1.26E-02
HCFC-22	4.21E-05

4.2.1.5 人类健康破坏类型的破坏因子汇总

根据 4.2.1.1-4.2.1.4 小节的论述，建筑光伏系统对人类健康破坏的环境影响负荷 HD（单位 DALYs）用下式来计算：

$$HD = \sum_i B_i H_i + \sum_j C_j H_j + \sum_k G_k H_k + \sum_m O_m H_m$$

公式（4-1）

式中， B_i 、 C_j 、 G_k 、 O_m 分别为建筑光伏系统生命周期中第 i 种导致呼吸系统受损的污染物、第 j 种导致癌症的污染物、第 k 种导致气候变化的污染物、第 m 种导致臭氧层破坏的污染物的排放量，单位为 kg； H_i 、 H_j 、 H_k 、 H_m 分别为相对应的环境影响的影响因子，单位为 DALYs/kg。

4.2.2 生态环境破坏 (ED)

生态环境的变化对包括人类在内的所有生物物种都会产生影响。生态系统对人类的重要性十分复杂,不仅涵盖了人类生存资源和基因功效,也包括对人类文化思想层面的作用。通常生态系统质量的变化可以用系统内部的信息流、物质流和能量流的延续、中断和破坏的水平来表述。但是各种信息流、物质流和能量流内包含许多复杂的事物,考察产品系统生命周期环境排放不可能将所有变量都包括在破坏类型中。一般仅将物种多样性的影响作为生态破坏的表征指标,具体来说,包括环境酸化和富营养化、生态毒性物质的产生、土地性质的转化和土地占用这三个影响物种多样性的破坏子系统。

4.2.2.1 生态环境破坏——酸化和富营养化

磷酸、硝酸和硫酸根的偏酸性无机盐类物质大量沉降在生态环境中会引起酸化。土壤酸化会对作物和生物产生毒害作用,甚至会改变土壤结构,海水酸化会破坏海中的珊瑚礁进而影响海洋生态系统。酸性气体经过复杂的大气化学反应被雨水吸收溶解并随之落下的酸性沉降(俗称酸雨)会影响人体呼吸系统。有研究表明,酸雨和浮尘是中国最主要的大气污染源。

富营养化是指磷、氮等植物营养物质大量进入缓流水体,引起藻类等水生生物迅速繁殖,水体溶解氧浓度下降、水质恶化的现象。富营养化造成鱼类大量死亡,破坏了水体的生态平衡。在土壤中过量排放的氮也会对植物生产力造成干扰。光伏系统中铝型材用于组件边框,阵列支架等。

Eco-indicator 99 将富营养化和酸化的生态破坏效果用 PDF (Potentially Disappeared Fraction, 物种潜在消失比例)来描述。单位面积区域内单位年消失的百分之一的物种数即为 1 个 PDF。酸化和富营养化破坏作用仅针对特定的物种。目前尚未能计算酸化和富营养化物质对水体和土壤的影响,仅考虑气体的破坏因子。产生酸化和富营养化的气体的破坏因子即为单位质量该气体的 PDF 值与作用面积和作用时间的乘积,单位为 $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}/\text{kg}$, 如表 4-5

表 4-5 酸化和富营养化对生态破坏的破坏因子(单位: $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}/\text{kg}$)

排放物(大气排放)	酸化和富营养化的破坏因子
ammonia	1.56E+01
nitric oxide	5.71E+00
sulfur dioxide	1.04E+00
nitrate	8.79E+00

4.2.2.2 生态环境的破坏——土地的占用和转化

土地性质变化的破坏子类型不针对特定的物种,而是涵盖了土地上所有物种,用 PDF 来描述。土地破坏的计算模型十分复杂,需要考虑四个不同的类型:土地占用和转化的局部影响,及土地占用和转化的区域影响。前两者指发生在被占用或转化的土地内部物种数量的变化,后两者指在占用或转化的局部之外的区域物种数量发生变化。物种数量变化的统计数据往往基于观察的结果而非建模或计算得到,因此土地的破坏因子需要经过长期记录才能够得到比较准确的数值。而且生态破坏这一子系统的数据不能够与排放物产生的土地占用完全分开。因此 Eco-indicator 99 采取了一些特殊措施来避免已经包括在这一类型或者其他破坏类型中的影响被重复计算。

(1) 土地占用。将土地占用视为对生态的破坏是因为一旦土地被占用就不能恢复到自然的状态(土地类型恢复到自然状态的影响不包括在土地占用破坏因子中,而是包含在土地转化的破坏因子中),会使存在于原土地上的物种面临消失的危险。

土地占用的典型例子如下:在已存在的城市土地上建造新的房屋,在工业土地上建造工厂、在农业类型的土地上种植作物。但是如果土地性质很久之前就已经转变则不在土地占用危害的考虑范围内。

(2) 土地转化。只有在某个过程很明显的导致了一个地区类型转换成另一个地区类型的时候才能够应用土地转化的破坏因子。例如:自然区的采矿行为、农田扩张导致自然区减少、倾泻和填埋垃圾等。

与土地占用的破坏因子不同的是,土地转化后恢复成自然状态的时间默认为 30 年。其他恢复年限可以按照 30 年基准时间的倍数来修正破坏因子。物种潜在消失比例与时间长短之间的关系有不确定性, Eco-indicator 99 建议最好仅当原有自然区域转化为非自然区域,如自然区转化为工业土地、道路时使用转化因子。

就建筑活动来说,新建房屋必然会造成土地占用,为制造建筑材料进行采矿活动、倾倒建筑垃圾等会改变土地性质。原有区域的物种受到影响,一部分在原来地域继续生存,一部分迁徙到其他地域,一部分在原有局部地域灭绝了^[106]。建筑垃圾、固体废弃物对土地的侵占采用顾道金(2006)的计算方式,假设每 m^2 土地能够堆积 $20m^3$ 固体废弃物,废弃物压实后密度为 $1500kg/m^3$,取非密集草甸作为垃圾填埋场地,则 $1kg$ 无毒固体废弃物的土地转化破坏因子数值为 0.001。对于生产中产生的有毒废弃物,经与 3.2.8 节中光伏系统回收处理时有毒废弃物采取相同处理方式后,土地占用的破坏因子数值仍为 0.001。

光伏系统如果以独立电站形式存在,必然会占用土地;和建筑一体化结合,可以避免光伏系统单独设置时土地占用对生态的破坏。论文采用的光伏系统单

位峰瓦的面积约为 7.4m^2 ，相当于减少了对城市用地占用的破坏量化值为 $8.51\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}$ 。

表 4-6 土地占用对生态破坏的破坏因子（单位: $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr} / \text{m}^2$ ）

土地类型（原）	土地占用破坏因子	土地转化破坏因子
大面积城市用地	1.15	34.53
工业用地	0.84	25.16
道路、铁路用地	0.84	25.16
草地	1.13	34.02
耕地	1.15	34.38
固体废弃物	——	0.001

4.2.2.3 生态环境破坏——生态毒性物质

毒性物质扩散同样会对物种多样性产生巨大影响，用 PAF（Potentially Affected Fraction，物种潜在影响比例）来描述其破坏程度。PAF 描述了暴露在不低于 NOEC（即最大无影响浓度^①，No Observed Effect Concentration）的毒性物质中对物种的影响，并且同种毒性物质扩散在空气中、水体中、土地中（分为工业性质和农业性质的土地）时对物种的影响是不同的，计算过程比较复杂，需要经过专业的计算得到。各种毒性物质的破坏因子即为单位质量该物质 PAF 值与其作用面积和作用时间的乘积。这里引用 Eco-indicator 99 中常见生物毒性物质对空气、水体和工业土地的破坏因子，常见毒性物质破坏因子如下表 4-7。

表 4-7 毒性物质对生态破坏的破坏因子（单位: $\text{PAF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr} / \text{kg}$ ）

排放物(排放位置)	毒性物质的破坏因子
atrazine (land)	1.49E+00
bentazone (land)	1.66E-01
benzene (air)	2.75E-02
benzene (water)	4.80E-01
benzoapyrene (air)	1.42E+03
chromium VI (air)	4.13E+04
chromium VI (water)	6.87E+02

^① 最大无影响浓度，在毒性试验中化合物对实验生物的影响和对照组相比无统计学差异的最大浓度。一般指在毒性实验中某物质对受试的生物无不利影响的最大浓度。在生命周期或部分周期毒性实验中这一数值就等于最大可接受毒物浓度的底限。

chromium VI (land)	4.24E+04
hexachlorobenzene (air)	3.88E+02
metribuzin (land)	4.91E-01
pentachlorophenol (air)	1.33E+02
polychlorinated biphenyls (air)	8.07E+02
thiram (land)	9.96E+00
toluene (air)	2.40E-03
toluene (water)	1.73E+00
cadmium (air)	9.65E+04
cadmium (water)	4.80E+03
cadmium (land)(agr)	3.01E+02
cadmium (land)	9.94E+04
chromium (air)	4.13E+04
mercury (air)	8.29E+03
mercury (water)	1.97E+03
Nickel (air)	7.10E+04
Nickel (water)	1.43E+03
Nickel (land)	7.32E+04
lead (air)	2.54E+04
lead (water)	7.39E+01
lead (land)	1.29E+02
arsenic (air)	5.92E+03
arsenic (water)	1.14E+02
arsenic (land)	6.10E+03
copper (air)	1.46E+04
copper (water)	1.47E+03
copper (land)	1.50E+04
zinc (air)	2.89E+04
zinc (water)	1.63E+02
zinc (land)	2.98E+04
zinc (air)	2.89E+04

4.2.2.4 生态环境破坏类型的破坏因子汇总

生态系统破坏类型是终点破坏评价中最难确定的破坏类型，它的三种子类型有两种计量单位，PAF 和 PDF。这两种单位的数值不能直接相加，因为相对应的植物种类不同。下表显示了三种子类别的区别：

表 4-8 生态破坏影响子类型的区别

子类别	物种	破坏单位 (/kg 或/m ²)	对“破坏威胁”的定义	物种等同型假设
生态毒性	某些物种	PAF m ² yr	超出 NOEC 的毒性应力	所有有机体等同
酸化/富营养化	维管植物	PDF m ² yr	植物灭绝可能	只包括特定物种
土地使用	维管植物	PDF m ² yr	植物灭绝可能	所有维管植物等同

Goedkoop 等人通过中间问题类型中常用的 LC50 因子（半数致死浓度^①，Lethal Concentration 50）来推算 PAF 和 PDF，目前认为两者之间可以用如下等式来转化：PAF= 10 PDF

因此，建筑光伏系统对生态破坏的环境影响负荷 ED（单位 PDF·m²·yr）用下式来计算：

$$ED = \sum_i AE_i E_i + \sum_j L_j E_j + \sum_k \frac{EC_k E_k}{10}$$

公式（4—2）

式中，AE_i、L_j、EC_k 分别为建筑光伏系统生命周期中第 i 种导致酸化和富营养化的物质、第 j 种导致土地改变的物质、第 k 种具有生态毒性的物质的排放量，单位为 kg 或 m²；E_i、E_j、E_k 分别为相对应的环境影响的影响因子，E_i 单位为 PDF·m²·yr/kg，E_j 单位为 PDF·m²·yr/m²，E_k 单位为 PAF·m²·yr/kg，经过转化统一后，生态破坏的环境影响负荷 ED 的单位为 PDF·m²·yr。

4.2.3 资源消耗（RE）

自然资源是人类赖以生存和发展的物质基础，是制造产品的原材料和能源的基本来源。一般将自然资源分为能源和资源两大类。本小节介绍资源消耗（RE，

^① 半数致死浓度是衡量毒物对动物乃至人类的毒性大小的重要参数，指在动物急性毒性实验中，使受试动物半数死亡的毒物浓度。

Resource Exhaustion) 的终点破坏类型。

终点类型中资源消耗一般指矿产等不可再生的耗竭性资源, 根据我国的国情, 生产中消耗的水、森林等可再生且紧缺的资源同样应该计算在内。

资源消耗一般用稀缺因子(有文献称之为耗竭潜力系数, 又或者代表了具有相同性质的其他因子)来衡量。稀缺因子的定义有多种方法, 例如按照资源储量的丰富程度来衡量其稀有性、或者按照年消耗速度来衡量资源的紧缺性, 还有研究用加入了资源的回收利用率和可替代性等公式来衡量资源的耗竭程度。

顾道金^[103]用资源稀缺因子 λ_i 描述了单位质量资源的耗竭程度, 与资源消耗速度成正比, 与资源可用年限 L_i 成反比, 以单位质量铁的稀缺因子 λ_{Fe} 为 1, 则:

$$L_i = \frac{R_{i,y}}{C_{i,y}}$$

公式 (4—3)

其中 $R_{i,y}$ 为第 y 年第 i 种资源的剩余储量 (kg), $C_{i,y}$ 是第 y 年第 i 种资源的消耗量 (kg)。由于数据的缺乏, 将资源的现存剩余储量作为 $R_{i,y}$, 典型年产量作为 $C_{i,y}$, 求得 2003 年全国建筑相关资源的稀缺因子。

王寿兵^[107]认为以资源的典型年开采量除可开采储量, 仅能够粗略表示一定时期内资源的耗竭速度, 即流量问题, 而没有考虑资源的存量问题, 如全面考虑资源储量, 及循环再生对未来利用的影响, 资源耗竭潜力 (RDP, Resource Depletion Potential) 应该用下式计算:

$$RDP_y = \frac{UD_y(1 - SR_y)}{R_y^2}$$

公式 (4—4)

式中 U 为单位资源 (kg), 数值为 1。 D_y 为第 y 年内资源净减少量 (kg), 即当年的使用量减去再生量 (以质量折算)。 SR_y 指当年该资源平均可替代率, 大体应根据其在当年总消耗资源中的比例来计算。 RDP_y 就是第 y 年内每 kg 资源的耗竭潜力。资源耗竭潜力当量系数 EF (equivalent factor) 为某资源和当量资源的耗竭潜力比值, 简化认为当年 SR 为 0, 资源年产量等于净减少量, 以铁当量为参照, 求得 1990 年全球主要资源储量、单位资源耗竭潜力及铁当量系数。

帅小根^[108]、郭安^[104]认为实际上资源的可替代率是很难定量描述, 资源耗竭潜力与资源的回收利用率关系更明显, 应该由下式来表征:

$$RDP_y = \frac{UC_y(1 - \lambda_y)}{R_y^2}$$

公式 (4—5)

式中 U 为单位资源 (kg), 数值为 1。 C_y 为第 y 年的资源消耗量(kg), λ_y 是第 y 年该资源的平均回收利用率 (无单位), R_y 是第 y 年该资源的储量 (kg)。用资源稀缺因子 RSF_i (Resource Scarce Factor) 来表征各种资源的可持续利用程度, 指定铁矿石资源稀缺因子 $RSF_{\text{铁}}$ 为 1, 则: $RSF_i = RDP_i / RDP_{\text{铁}}$ 。不考虑年开采量的不同, 用典型年份开采量代替, 得出常用矿产资源的稀缺因子。

综合以上三种不可再生资源消耗的计算方式, 论文以当量稀缺因子 RSF 作为衡量某种矿产资源稀缺性的量化因子, RSF 值越大, 表明该资源越稀有, 消耗该资源对环境的影响越大。因此稀缺因子与资源耗竭系数成正相关, 设铁资源的稀缺因子为 1, 则该资源的当量稀缺因子即为该资源耗竭系数与铁的资源耗竭系数的比值。资源耗竭系数 RDP 采用郭安等提出的考虑回收利用资源耗竭潜力的计算公式 (公式 4-5)。常见的矿产资源的稀缺因子如表 4-9:

表 4-9 我国常见矿产资源的稀缺因子 (单位: kg Fe eq)

资源名称	基础储量 ^① (kg)	消耗量 ^② (kg)	回收利用率 ^③	资源耗竭系数	稀缺因子
铁矿	2.14E+13	1.97E+11	0.26	3.19E-16	1
铝土矿	7.16E+11	3.67E+09	0.21	5.64E-15	17.68
铜矿	2.97E+10	5.69E+08	0.22	5.02E-13	1575.67
玻璃硅质原料	1.08E+12	1.01E+10	0.15	7.36E-15	23.07
石膏	6.40E+13	2.96E+10	—	7.23E-18	0.0227

水和森林这种可再生紧缺资源的耗竭性与其再生恢复能力、利用方式等有关。顾道金^[103]认为根据稀缺因子的表征, 稀缺因子和蕴藏量成反比。以铁资源的稀缺因子 $RSF_{\text{铁}}$ 为 1, 则第 i 种可再生紧缺资源的稀缺因子:

$$RSF_i = \frac{G_{Fe}}{G_i}$$

公式 (4-6)

式中: G_{Fe} 、 G_i 分别是我国铁资源和第 i 种可再生资源的储量 (kg)。利用中国统计年鉴 2003 中数据计算得可再生资源的稀缺因子, 如下表 4-10:

^① 国家统计局编, 中国统计年鉴 2003, 北京: 中国统计出版社, 2003

^② 中国矿业年鉴编辑部编, 中国矿业年鉴 2003, 北京: 地震出版社, 2004

^③ 郭安, 基于终点破坏法的绿色建筑环境影响评价研究[硕士学位论文], 武汉: 华中科技大学, 2009

表 4-10 可再生紧缺资源的稀缺因子^①

可再生资源	储量 ^② (m ³)	密度 (kg/m ³)	质量稀缺因子
水	2.81E+12	1000	0.00762
森林	1.13E+10	540 (木材平均)	3.51

以上分析得到了矿产资源和可再生资源的稀缺因子 RSF_i ，则终点破坏类型的量化值 RE 用下式计算：

$$RE = \sum_i M_i RSF_i$$

公式 (4—7)

式中： RE 是资源耗竭终点类型量化值 (kg Fe eq)， M_i 是光伏系统生命周期中第 i 种资源的用量 (kg)， RSF_i 是该资源的稀缺因子 (kg Fe eq/kg)。

4.2.4 能源消耗(EE)

这里的能源消耗指的是来自于化石能源的消耗，从资源类别中单独提取出来的一个破坏类型。能源作为资源的一种，与作为生产生活的材料的资源有很大不同。传统方式用热值作为能源的评价标准，认为含有相同热值的能源价值是等同的，未考虑能源品位高低的问题。实际上，能源除了数量的不同，还有质量的高低，做功和传热这两种能量传递形式的转换是不可逆的。论文采用江亿教授等人提出的“能质系数”概念^[109]来评价能源耗竭。能质系数 λ 指不同能源对外做功和其总能量的比值：

$$\lambda = \frac{W}{Q}$$

公式 (4—8)

式中 Q 为该种形式能源的总能量 (KJ)； W 为总能量中可以转化为功的部分 (KJ)。能质系数的计算式考虑了不同能源形式的能量品位的高低不同，以功来量度能源品位，可以表明能源利用的合理程度。最高品位的能源是电，其能质系数 $\lambda_e=1$ 。常见能源的能质系数见下表：

^① 计算方式来自于：顾道金. 建筑环境负荷的生命周期评价[博士学位论文]. 北京：清华大学，2006

^② 国家统计局编，中国统计年鉴 2003，北京：中国统计出版社，2003

表 4-11 常用能源的能质系数^{①②}

能源类型	能质系数（冬夏平均。以北京气象参数为例）
煤	0.35
石油	0.46
天然气	0.52
蒸汽	0.31
热力	0.07

因此，能源耗竭这个终点破坏类型的总量计算公式为：

$$EE = \sum_i E_i \lambda_i$$

公式（4—9）

其中， E_i 为光伏系统生命周期中第 i 种能源的使用量（用热值将其折算为千克标煤当量，kgce eq）， λ_i 为第 i 种能源的能质系数。

4.3 归一化

经过分类和特征化后得出四类破坏终点影响的数值具有不同的含义，单位也不统一，无法直接进行横向比较。通过一套基准值体系对特征化结果进行标准转化，产品系统中参数结果的相对大小就可以进行比较，同时也可作为影响类型之间的横向比较和加权奠定基础。中间问题类型的相关环境模型较为健全，我国已有学者（杨建新、林梅云等）研究并建立了受到普遍认同的基准值体系；终点破坏类型的环境机制比较复杂，终点参数有一定的不确定性，基准值体系的建立目前仍处于探索研究阶段。国内目前已经建立的部分基准体系如下表 4-12：

^① 江亿，刘晓华等，能源转换系统评价指标的研究，中国能源，2004，26(3)：31-36

^② 顾道金，建筑环境负荷的生命周期评价[博士学位论文]，北京：清华大学，2006：42

表 4-12 我国已经建立的基准值体系

	特定时间	特定空间	基线情景	来源
中间 类型	1990	全球 / 我 国	产品系统的标准空间当量基准值/标准人均当 量基准值。	杨建新 ^[41]
	1995	全国范围	产品系统的总影响潜力、单位空间当量、人均 当量基准、亿元 GDP 当量。	林梅云 ^[110]
终点 类型	1995	我国	产品系统环境影响的资源耗竭、人类健康损害 和生态破坏的总破坏潜力和人均当量，即环境 总量的单位人基准。	赵辉 ^[102]
	2003	我国	建筑行业相关活动的能源耗竭、资源耗竭、人 类健康损害、生态圈破坏的环境负荷与全国建 筑面积比值，即建筑行业环境影响的单位既有 建筑面积基准。	顾道金 ^[103]
	1990/2003	我国	整理了 1990 和 2003 单位建筑面积的建筑行业 环境负荷、1990 年的单位人的建筑环境负荷和 全国总环境负荷。	谷立静 ^[111]

论文研究对象是建筑并网光伏系统的生命周期环境负荷。建筑上安装的并网光伏系统有其特殊性，可以看作是建筑的一部分或者是一种特殊的建筑部品。但是光伏系统又具有一般产品系统的特点，在生产过程中对环境的影响涉及到产品系统生产所覆盖的区域人口，不应局限于建筑行业的环境影响基准值。根据终点破坏类型关注的是产品系统对特定区域环境影响的最终结果这一特点，论文以 1995 年为时间范围，取赵辉^[102]推算的 1995 年中国破坏类型归一化基准体系中人类健康、生态破坏这两个终点破坏类型；资源耗竭根据论文采用的标准值体系，利用《中国统计年鉴 1995》^[112]中我国 1995 年的矿产资源和可再生资源统计数据推算。可再生能源耗竭基准通过国家统计数据推算。1995 年初全国人口数为 119850 万人，年底为 121121 万人，取年底人口为人均基数。建筑并网光伏系统生命周期终点破坏类型的 1995 年中国归一化基准体系如下表 4-13：

表 4-13 归一化基准值体系

终点类别	子类别	基准单位	1995 全国 基准值	人均基准单位	1995 人均基 准值
人类健康	呼吸系统		1.01E+07		8.34E-03
	致癌物质	DALYs	7.81E+05		6.45E-04
	气候变化		9.22E+05		7.61E-04
	臭氧耗竭		1.29E+05		1.07E-04
	总计	DALYs	1.19E+07	DALYs/(人·yr)	9.85E-03
生态破坏	酸化富养化		2.40E+11		1.98E+02
	土地使用		6.66E+12		5.50E+03
	毒性物质		5.04E+10		4.16E+01
	总计	PDFm ² yr	6.95E+12	PDF·m ² /人	5.74E+03
资源消耗	矿产和可再 再生资源	kg Fe eq	8.69E+13	kg Fe eq/(人·yr)	7.18E+04
能源消耗	化石能源	kg ce eq	1.29E+12	kgce eq/(人·yr)	1.07E+03

清单结果经过分类、标准化后得到的四个终点破坏类型结果，除以每个类型的归一化基准值，可以得到具有相同量纲的四个数值，为下一步加权做准备。

4.4 加权

将四个终点类型的参数化结果或归一化结果通过加权转化为单一的指数，便于比较和说明产品系统的环境问题。在方法论上，ISO 认为加权“基于价值选择而不是基于科学”^[113]，确定权重的方式并没有一定的规范，不同评价主体的主观倾向会对赋权产生很大影响。这种主观性存在并不违背对产品系统进行环境影响评价的初衷，因为环境问题是“人类在发展过程中价值取向滋生的问题”^[104]。权重倾向反映了不同时期和地域的现实条件的评价主体对环境负荷的关注焦点。

国内外常用的加权方法有三种：目标距离法、支付意愿法和专家打分法。这三种加权方法在国内外文献中都有应用，加权方法的特点和局限性见表 4-14。

表 4-14 常用加权方法及特点

权重来源	典型应用		方式	应用范围	局限性
	国外	国内			
政策导向： 目标距离法	EDIP、临界体积法	杨建新 ^[41] 、林梅云 ^[110] 等	环境效应的当前状况与目标状况（容量或标准）的距离来确定权重	政策区域	需要健全环境影响参数的政策导向法规
货币趋势： 支付意愿法	EPS2010	李小东、张智慧 ^[114] 等	影响修复至正常状态的环境税法支付意愿	政策区域	需要完善的环境税法，环境责任货币化
社会看法： 专家打分法	ECO-99	顾道金 ^[103] 、赵辉 ^[102] 等	专业领域的专家为影响类型打分来衡量权重	地区性	需要评价者宏观趋势的专业把握控制能力

在权重方法的选择上，目标距离法和支付意愿法需要评价覆盖区域有明确的环保目标和环保政策法规的支持，权重因子有很强的阶段性和地域性，较为适宜解决短期性的突出环境问题，难以客观反映环境影响因子长期性的轻重关系，不利于制定大范围长期性环保策略^[104]。专家打分法是根据相关产业的专家对专业范围内产品系统的环境负荷进行评价，在一定程度上可以反映当前影响类型的危害程度，在我国的各种评价准则中得到了广泛应用。

在权重因子的确定上，顾道金^[103]针对我国建筑的环境负荷经过广泛的调研选取业内多位专家得出了建筑行业终点破坏类型环境影响的权重，如表 4-15。

表 4-15 环境影响的权重

类别	人类健康	生态破坏	资源耗竭	能源耗竭
权重	0.22	0.23	0.27	0.28

该权重反映了建筑活动四类破坏类型的环境影响的相对重要性。谷立静^[27]经过分析和比较，认为该权重能够较好地反映建筑行业（包括建筑能源）对环境负荷的真实情况。论文的研究对象是建筑光伏系统的环境负荷，光伏系统作为建筑的一部分，同时也是建筑的供能系统。采用该种权重完全符合论文研究对象的真实情况。

经过归一化和加权后的建筑光伏系统环境影响负荷 EL（将单位定义为生态点，ep）为：

$$EL = \sum \frac{HD}{EP_{HD}} \omega_{HD} + \sum \frac{ED}{EP_{ED}} \omega_{ED} + \frac{RE}{EP_{RE}} \omega_{RE} + \frac{EE}{EP_{EE}} \omega_{EE}$$

公式 (4-10)

其中 HD、ED、RE、EE 分别为人类健康、生态破坏、资源耗竭、能源耗竭这四种终点类型的清单环境负荷总量； EP_{HD} 、 EP_{ED} 、 EP_{RE} 、 EP_{EE} 分别为四种终点类型的人均归一化基准值； ω_{HD} 、 ω_{ED} 、 ω_{RE} 、 ω_{EE} 分别为四种终点类型的权重。

4.5 光伏系统生命周期环境影响评价

根据本章 4.2 节阐述的终点破坏类型影响评价方法，进行光伏系统生命周期影响评价，将第三章的清单结果，通过本章提出的破坏类型，选取 1995 年人均基准值进行归一化。由于在四种破坏类型中含有几种子类型，清单结果也通过两种方式进行归一化：一种方式是将清单数据除以每种子类型的归一化基准值，得到子归一化数值（表中斜体数字部分），再将属于相同破坏类型的基准值相加（表中斜体加粗部分）；另外一种是将每种破坏类型的清单数值之和除以子类型的归一化基准值之和，直接得到四种破坏类型的归一化数值（表 4-16 中加粗部分数字）。

表 4-16 建筑并网光伏系统生命周期环境影响人均归一化结果

破坏类型	清单结果	人均基准值	子归一化	归一化
呼吸系统	3.87E-03	8.34E-03	<i>4.64E-01</i>	
致癌物质	9.93E-04	6.45E-04	<i>1.54E+00</i>	
气候变化	1.19E-03	7.61E-04	<i>1.57E+00</i>	
臭氧层破坏	8.66E-09	1.07E-04	<i>8.09E-05</i>	
人类健康小计	6.05E-03	9.85E-03	<i>3.57E+00</i>	6.14E-01
酸化富营养化	5.75E+01	1.98E+02	<i>2.91E-01</i>	
土地占用转化	2.52E+00	5.50E+03	<i>4.58E-04</i>	
生态毒性	2.80E+01	4.16E+01	<i>6.72E-01</i>	
生态系统小计	8.64E+01	5.74E+03	<i>9.63E-01</i>	1.51E-02
资源耗竭	5.08E+04	7.18E+04	<i>7.08E-01</i>	7.08E-01
能源耗竭	4.51E+02	1.07E+03	<i>4.21E-01</i>	4.21E-01

从上表看出，光伏并网系统生命周期对人类健康和资源耗竭的环境影响较大。

人类健康影响主要是生产中和所用的物质生产中排放出的致癌物质，在影响气候变化时也影响了人类健康；资源耗竭的环境影响较大，主要是铝、铜等物质的消耗。生态系统占影响比较小，除了清单中诸如酸化和富营养化的物质总量不高外，还因为建筑并网光伏系统对土地的占用较少。选择子归一化或者总归一化方式，各破坏模型归一结果的比例是不同的，归一化基准值的量纲会对此产生影响。根据终点破坏模型“清单数据直接追踪量化到环境危害本身”的特点，论文选择人均基准值子归一化（表 4-16 中倾斜字体部分）然后汇总（表 4-16 中倾斜并加粗的数字即为四种破坏模型子归一化并汇总的和）的方式进行后续分析和计算。

从表 4-16 中得到了四种破坏类型的相同量纲的数值，通过加权形成单一数值，最终 $EL = 1.32ep$ 。加权后建筑并网光伏系统生命周期环境影响类型的影响值和百分比，如图 4-5。

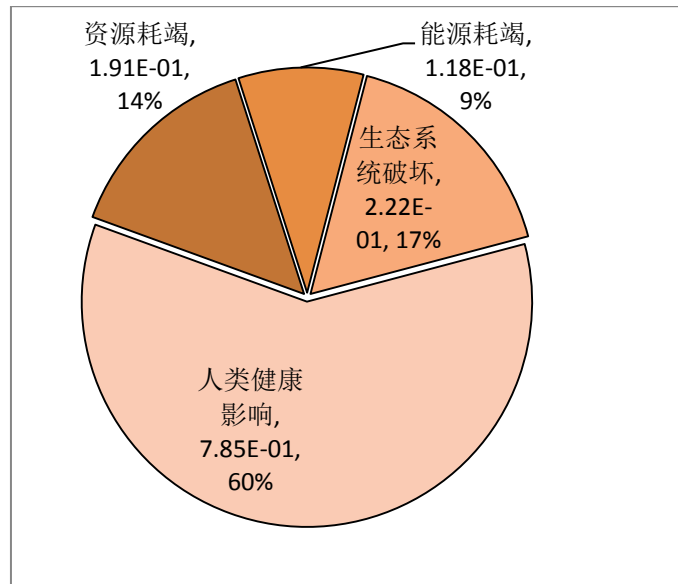


图 4-5 建筑并网光伏系统生命周期环境影响分布（百分比和具体数值）

第五章 建筑并网光伏系统能源和环境效益潜力研究（以天津地区为例）

本章研究建筑并网光伏系统在能源和环境效益方面的发展潜力。研究光伏系统的能源发展潜力，主要以天津地区为例，根据论文第三章的清单分析得出的建筑并网光伏系统全生命周期能耗，结合模拟软件计算的天津地区不同安装方式的光伏系统的生命周期发电量，计算光伏系统的能量回收期 and 能量返还指数。研究光伏系统的环境效益，根据论文第四章环境影响评价中不同影响类型的归一化值，与燃煤发电的环境影响相比较，说明两者环境影响类型的不同和环境效益潜力。

5.1 建筑并网光伏系统的能源发展潜力

5.1.1 太阳辐照量与光伏系统的发电效率影响因素

太阳辐射是光伏系统能量的来源，因此，获得满足使用要求的太阳辐射是保证光伏系统正常运行的前提。同时，并不是光伏阵列表面接收到的所有太阳辐射都能转化为电能，转化效率和很多因素有关。本小节研究与光伏系统发电量相关的各种参数。

5.1.1.1 太阳辐照量的衡量指标和资源分布

太阳辐射的强度一般用“辐照度（irradiance）”来描述，即在单位时间内达到单位面积上的太阳辐射的能量。受环境天气的影响，地面接收到的辐照度并不是固定的，所以一般将长期监测的数据进行统计平均，作为某一地区的辐照度应用在科研和实践中。世界气象组织将全天地面太阳辐照度大于 $120\text{W}/\text{m}^2$ 的时长称为日照时数，应用时不考虑辐射具体的强弱，只能对某地太阳能资源进行估算。以 $1000\text{W}/\text{m}^2$ 的辐照度为参照标准，将年均总辐射强度折合 $1000\text{W}/\text{m}^2$ 所得的辐照小时数称为年均标准日照时数，也称峰值日照时数。

我国幅员辽阔，日照时长和全年太阳辐射总量在不同的地区有很大区别。根据各地气象监测站得到的水平面上接收太阳能年辐射总量的多少，一般可将全国大致分为四类地区，见图 5-1。

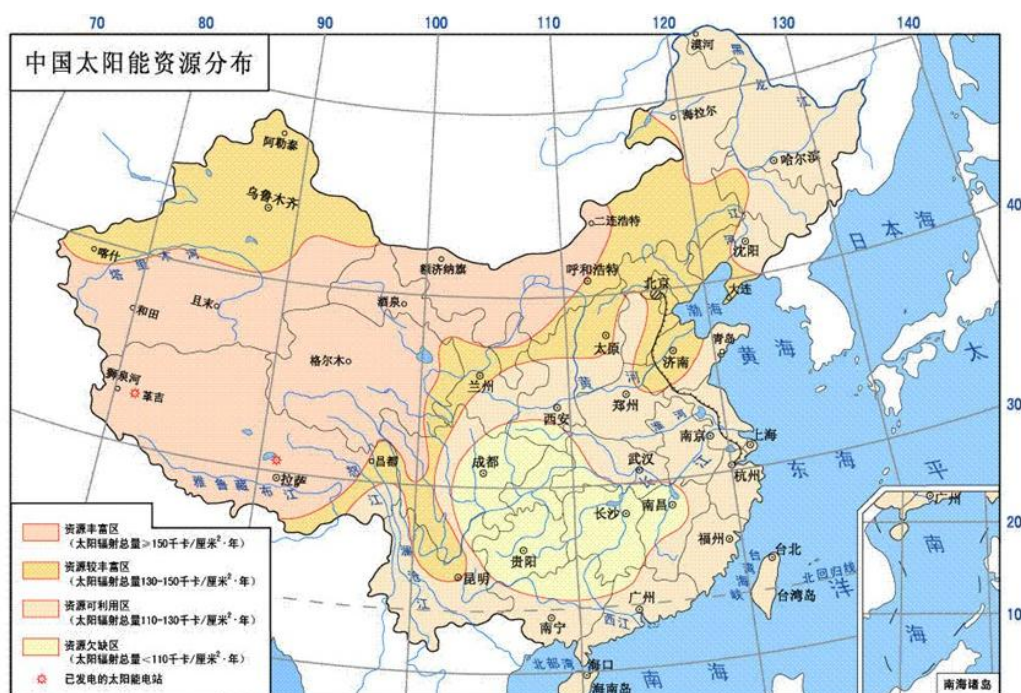


图 5-1 中国太阳能资源分布^①

其中太阳能资源最丰富的地区如西藏等地年辐射总量可达到 1744~2334kWh/m²，而贵州四川的年太阳辐射量仅为 930~1279 kWh/m²。北京、天津等地属于太阳能资源较为丰富的二类地区，年累计太阳辐射量达到 1452.01~1657.23 kWh/m²^[115]。较适宜利用光伏阵列对太阳辐射能量进行利用。

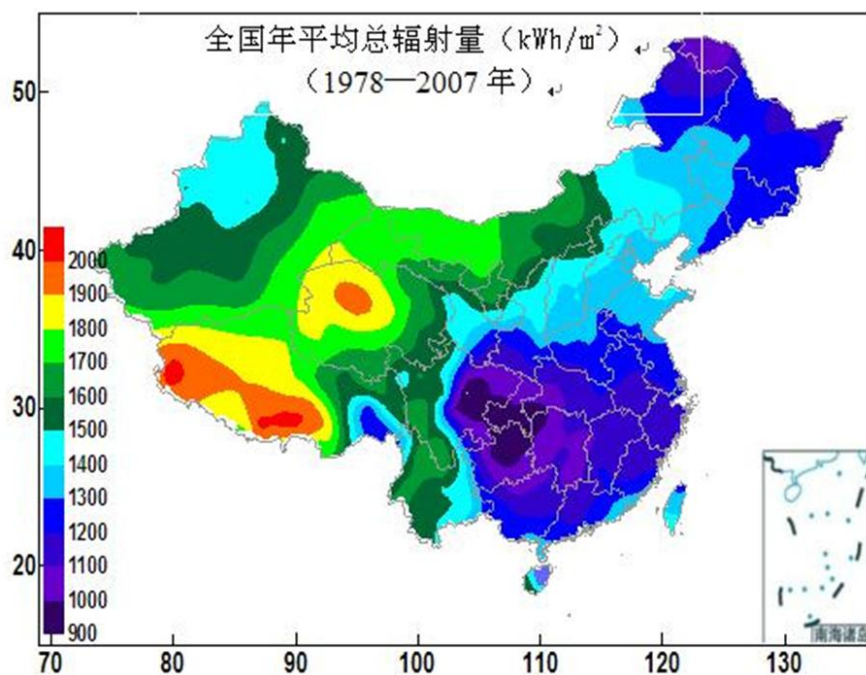


图 5-2 全国年太阳辐照量分布图^①

^① <http://cn.sdchina.org/>

5.1.1.2 太阳辐照量的计算依据与计算工具

无论是何种形式的光伏系统,所接收的能源都来自于太阳。各地的气象站监测的太阳辐照量数据是水平面上的太阳辐照量,如果光伏阵列安装时与地平面倾斜一定角度,则需经过计算和转换才能够得到实际阵列面所接收的辐照量。

太阳辐射的转化计算有三条基本的定律^[116]:直散分离原理、余弦定律和布格朗伯定律(Bouguer-Lambert Law)——任意时刻某表面接收的太阳总辐射可以分解为直接辐射、散射辐射和地面反射辐射(水平面地面反射辐射为零)三者之和;任意倾斜面上的太阳辐照度同该表面法线与入射线之间夹角(即太阳入射角 θ)的余弦成正比;通过某种介质的太阳辐射会由于介质的吸收和散射而减弱。

这三个定律就是计算太阳辐照的基础。由此可以定义以下公式:

太阳入射角 θ 的计算公式为^[26]:

$$\begin{aligned} \cos \theta = & \cos \beta (\sin \delta \sin \varphi + \cos \delta \cos \varphi \cos \omega) \\ & + \sin \beta (\cos \delta \sin \gamma \sin \omega + \cos \delta \cos \gamma \cos \omega \sin \varphi \\ & - \sin \delta \cos \gamma \cos \varphi) \end{aligned}$$

公式 (5-1)

式中: β 为倾斜面的倾角, δ 为太阳赤纬角, γ 为倾斜面方位角, φ 为倾斜面所在地的地理纬度, ω 为太阳时角。

当北半球倾斜面方位角 $\gamma=0$ 即倾斜面朝向赤道时,当地时间中午12点 $\omega=0$ 。则上式简化为

$$\cos \theta = \cos(\varphi - \beta - \delta)$$

公式 (5-2)

$\cos \theta$ 是一个成轴对称的图像,无论 ω 取值如何,当 $\gamma=0$ 时斜面可以得到最大辐照。即当其他条件不变,倾斜面朝向赤道(正南向)比其他朝向得到更多的太阳辐射。

直散分离原理的表达公式为:

$$R_T = R_d + R_R + R_S$$

公式 (5-3)

式中:

R_T ——表面接收到的太阳总辐射;

R_d ——表面接收到的直射辐射;

R_R ——表面接收到的反射辐射;

R_S ——表面接收到的散射辐射。

^① 中国气象局风能太阳能资源中心

<http://cwera.cma.gov.cn/Website/index.php?ChannelID=121&WCHID=2>

因此，确定了三种辐射分量的计算方式，就可求得倾斜面上得到的太阳辐照量。各地学者根据三条基本定律做了大量研究工作，逐步完善了利用水平面太阳辐照计算倾斜面太阳辐照量的方式。

对太阳辐射模型的假设中，天空的太阳辐射形式存在两种方式：各向同性模型，即假定天空散射和地面反射日照强度在各方向上是相同的；各向异性模型，即天空散射辐射和地面反射辐射亮度在不同方向是不同的。前者较易理解和计算，后者比较接近实际情况，两种方式都有大量的研究和应用。例如前者包括 Jordan 和 Liu（1963）经过多年大量实测不同角度倾斜面的辐射数据，基于天空散射各向同性的假设给出了由水平面数据计算正南朝向倾斜面数值的公式^[117]。

Koronakis, Bugler, Cohen, Ineichen 等分别给出了各向同性假设的修正量的一些建议^[118]。Klein（1977）补充了 Jordan 和 Liu 对天空各向同性模型倾斜面上月平均太阳辐照量的计算。

后者包括 Hay、Davies、Klucher、Rcindl 等分别提出了各向异性天空散射模型，并综合成倾斜面上太阳小时总辐照量的 HDKR 模型^[26]。Perez 等补充了其中散射辐照量的计算公式。月平均太阳总辐射量计算方式中比较常用两种模型是 Klein 和 Thcilaker(1981)基于天空各向异性的模型，利用了 Collares、Rabl(1979)研究的水平面上小时与日太阳总辐照量的比值和 Liu、Jordan（1960）研究的水平面上小时与日太阳散照辐射量的比值关系，提出了在北半球朝向赤道（方位角 $\gamma=0^\circ$ ）倾斜面上与水平面上月平均总辐照量比值的计算公式等。

无论采用哪种模型，任意方位角和倾角的太阳总辐照量公式都是十分复杂的，需要通过专门编制的软件来计算。目前一些软件已经可以调用太阳辐射资料或较为精确地计算阵列面上的太阳辐照量，为光伏系统的设计优化提供便利。常用的软件有系统研究分析设计软件 PVSYST、加拿大的洁净能源项目分析软件 RETSCREEN、美国能源局的电力系统优化软件 HOMER，上海电力学院太阳能研究所的光伏优化设计软件等。在太阳辐射数据库方面，比较著名的是包括了全球大部分地区的相关数据的 METEONORM 应用气象学的全球数据库，和美国国家航空航天局（National Aeronautics and Space Administration，简称 NASA）的气象资料；国内的数据库有上海电力学院太阳能研究所的“中国太阳辐射资料库”软件，和清华大学与中国气象局气象资料室联合整理出版的“中国建筑热环境分析专用气象数据集”^[119]等。其中“中国建筑热环境分析专用气象数据集”内含根据 1971-2003 年全国 200 多个气象台和气象站整理而得的包括日照、风速、太阳直射、散射、温度等各类逐时气象参数，较好地反映了我国各地区实际气象条件。

5.1.1.3 建筑并网光伏系统效率的影响因素

太阳能光伏系统将接收到的太阳辐射转化为电力来为建筑供能，系统中转化效率越高，对系统各部件使用的越充分，整个生命周期中系统单位产能与耗能的比值就越大，对环境影响的相对值就越小。在建筑上布置的光伏阵列，大部分影响太阳辐射量的因素，如当地的海拔、地理纬度、季节和时间的变化，大气质量和污染程度、地表面的反射系数、到达地面的太阳辐射和直散分量的比例等，都已经随着建筑所在地而确定；其他影响辐射接收量的因素包括光伏组件的转换效率和安装方式，组件的使用环境、光伏阵列的倾角、使用年限等。对光伏系统发电量会产生影响因素的关系如图 5-3。

一般情况下，系统的发电量还受到能量的使用和存储方式的影响。离网系统使用蓄电池作为储能设备的光伏系统，在设计时必须考虑蓄电池的容量，尽量减少蓄电池一定时间内能源接收量的波动。而与公共电网相连的并网光伏系统，如果是可逆流（即光伏系统将多发的电反馈给公共电网）形式接入电网，还需要考虑区域电网的负荷能力。无论是哪种形式的光伏阵列，其用电端的负荷变化是均衡负载还是季节性负载，对光伏阵列接收辐射量的要求是不同的。应根据负载的供电要求，来进行系统的优化设计，才能确保系统运行的长期稳定。论文主要研究建筑并网光伏系统，假设系统采取可逆流并网形式，无需蓄电装置。当系统发电量不满足使用量时由公共电网补充。系统多发的电量流入公共电网。

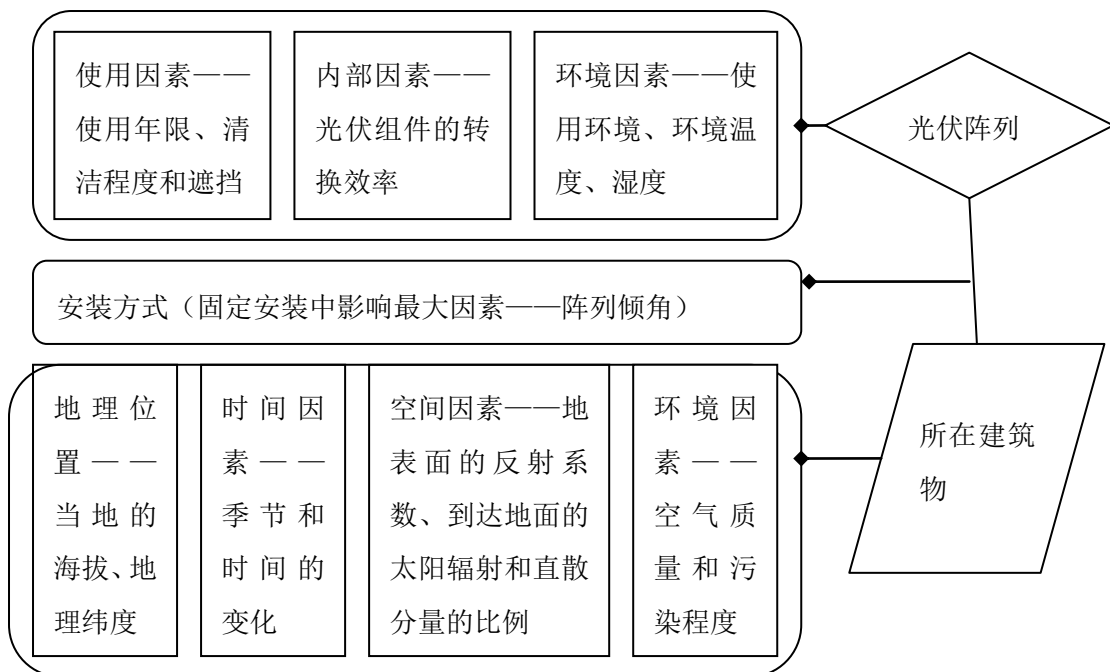


图 5-3 影响光伏阵列能量输出的因素

论文研究对象的安装地点设定在天津地区。天津地区位于华北平原东部，属于北温带的半干旱半湿润季风气候。冬季天气寒冷干燥，夏季高温并伴有高湿。春秋两季多风，深秋寒潮较重。年平均日照实照时数约为 2471~2769 小时。最冷月 1 月的月平均气温为 $-2.5 \pm 1^\circ\text{C}$ 左右，平均最低气温为 $-8 \pm 2^\circ\text{C}$ ；最热月七月的平均气温为 $26.2 \pm 0.4^\circ\text{C}$ 左右，平均最高气温为 $30.5 \pm 0.7^\circ\text{C}$ 。近几年由于全球气候变暖的趋势明显，天津地区尤其是冬季平均气温略有升高。

温度对光伏组件的发电效率的影响是多方面的：一是光伏电池的峰值功率会随温度的升高而降低，一般认为温度每升高 1°C ，光伏电池峰值功率损失约 $0.35\% \sim 0.45\%$ ^[120]；二是组件封装材料，如 EVA 胶膜、背板等，在高温和日照条件下会加速其老化。吴翠姑、于波等（2009）^[121]研究表明，在较高紫外辐射（温度 $60^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ ，波长 280~385nm 范围的紫外辐射）条件下，采用较耐紫外功能的主材的组件老化的衰减率平均约为 1.87%。一般的晶硅电池组件承诺 20 年使用期限能够保证 80% 的额定功率，即相当于随着使用年限的增加，组件效率按 1% 的速度下降。于培诺（2007）^[122]在天津地区气候条件下对组件发电量与当日太阳辐射量进行了测试，在测试期间组件发电量与辐照量的变化趋势基本一致，证明组件使用年限内效率下降幅度是可以估算的。因此，论文按照年降 1% 计算光伏组件使用年限内的发电效率衰减，即达到生命周期终点时，光伏组件的效率降为初始安装时的 75%。

安装地点的空气质量对光伏系统接受到的太阳辐射强度会有影响。光伏组件的封装玻璃一旦受到灰尘污染，会影响太阳辐射的穿过率。影响率可能达到 7%^[123]。侯佳松，王侃宏（2011）^[124]等测算安装在邯郸地区的光伏系统灰尘影响率为 2.5%。论文中光伏系统已经考虑使用过程中按时用水清洁，因此暂不考虑灰尘对其产生的影响。

论文采用尚德 STP200-18 多晶硅光伏组件，一块光伏组件的额定功率为 200W，转化效率为 13.7%，温度衰减效率为 0.4%。系统效率影响因子取值如下：组件年效率衰减 1%，并网逆变器效率为 96%，光伏方阵的组合效率为 98%。天津地区的环境情况和太阳辐射情况以“中国建筑热环境分析专用气象数据集”中天津典型气象年的气象数据为准，典型气象年太阳月总辐射量作为水平面太阳辐射数据的来源，将逐时散射辐射数值整理成月散射辐射量作为太阳直散分离比例的数据来源，同时整理了典型气象年的月平均风速和月平均干球温度。其他数据取 PVSYST 内置的缺省参数值。

5.1.2 光伏系统在不同安装方式下的年发电量计算

本节利用 PVSYST V5.11 计算 1kW_p 的光伏系统在不同安装条件下的年输出

能量。

软件内置的中国数个城市气象数据中没有天津，需要把天津的数据输入进去。打开 PVSYST V5.11 主界面，选择 Tools—Geographical sites，添加新的地理信息。从“中国建筑热环境分析专用气象数据集”查得，天津地区为北纬 39.08°，东经 117.07°，海拔高度 2.5m（取 3m），输入天津地区太阳月总辐射强度、月平均干球温度和根据逐时气象数据计算的太阳月总辐射强度。输入后的数据库如图所示（图 5-4、图 5-5）：

Geographical Site		TianJin				Country China								
File TianJSW.SIT of 19/10/12 16h08														
Situation		Latitude 39.1oN		Longitude 117.1oE										
Time defined as		Legal Time Time zone UT+8		Altitude 3 m										
Monthly Meteo Values		Source china												
	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Year	
Hor. global	221	281	446	528	632	553	506	497	451	346	203	212	4876	MJ/m2.mth
Hor. diffuse	114	132	217	206	204	166	202	211	186	183	118	112	2048	MJ/m2.mth
Extraterrestrial	494	600	869	1050	1232	1252	1267	1149	925	737	523	446	10544	MJ/m2.mth
Clearness Index	0.446	0.469	0.513	0.503	0.513	0.442	0.400	0.433	0.488	0.469	0.388	0.475	0.462	
Amb. temper.	-2.4	-1.6	6.8	14.4	20.7	24.2	26.1	25.5	20.7	14.3	5.3	-0.6	12.8	oC
Wind velocity	2.1	1.9	2.6	2.8	2.4	2.1	1.7	1.7	2.1	2.1	2.0	1.9	2.1	m/s

图 5-4 天津地区典型年逐月气象情况

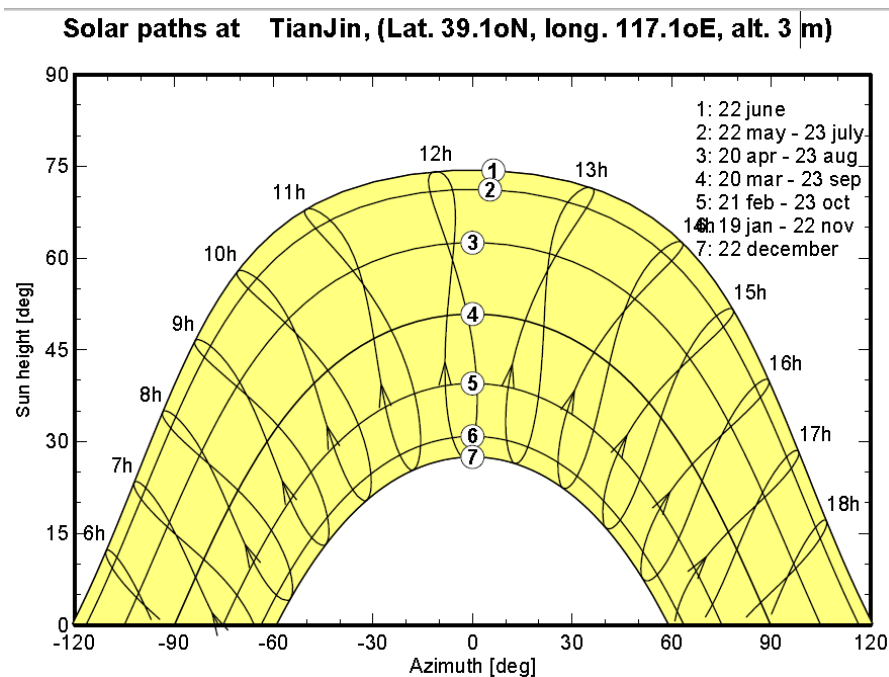


图 5-5 天津地区太阳时太阳轨迹图（通过 PVSYST V5.11 输出）

光伏系统在建筑上安装有几种位置：平屋顶最佳倾角安装、平屋顶水平安装、斜屋顶倾斜安装、立面安装。在不考虑遮挡和具体系统参数设置的情况下，用 PVSYST 的 preliminary design 功能，计算单位功率（ 1kW_p ）光伏系统在不同位置的年输出能量。

5.1.2.1 平屋顶南向最佳倾角安装

首先确定天津地区并网光伏系统朝南向的阵列最佳倾角。取方位角为 0° ，从倾角 0° - 85° 计算年发电量，先确定最佳倾角的出现范围。所得结果如图 5-6 所示：

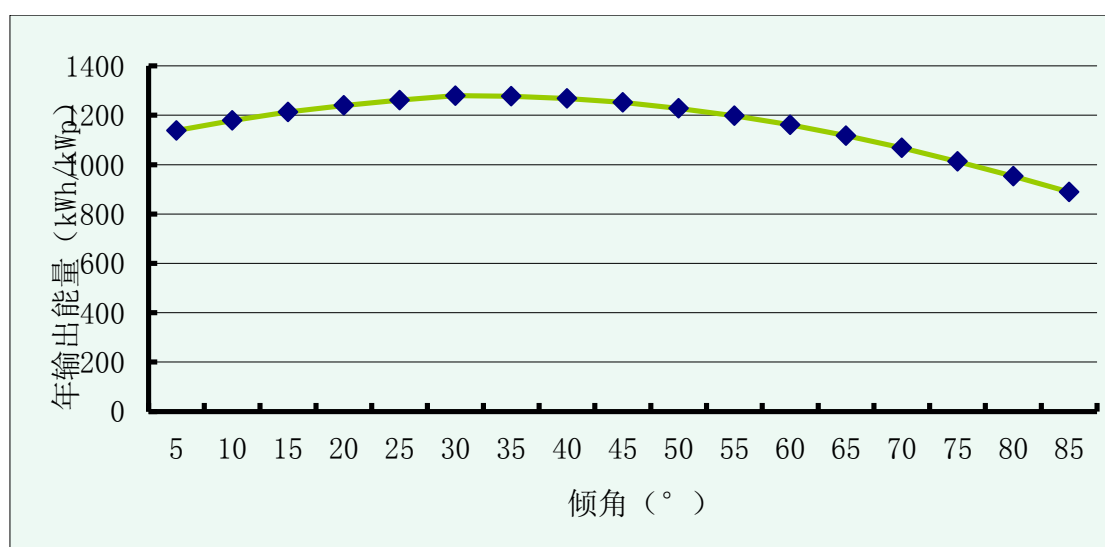


图 5-6 不同倾角下单位额定功率光伏系统的年发电量变化趋势

从图 5-6 中可以看出，单位功率并网光伏系统的年发电量最高点出现在光伏阵列倾角 26° 到 36° 之间，取 1° 为倾角变化范围，计算这段范围内的年发电量能量。结果如图 5-7

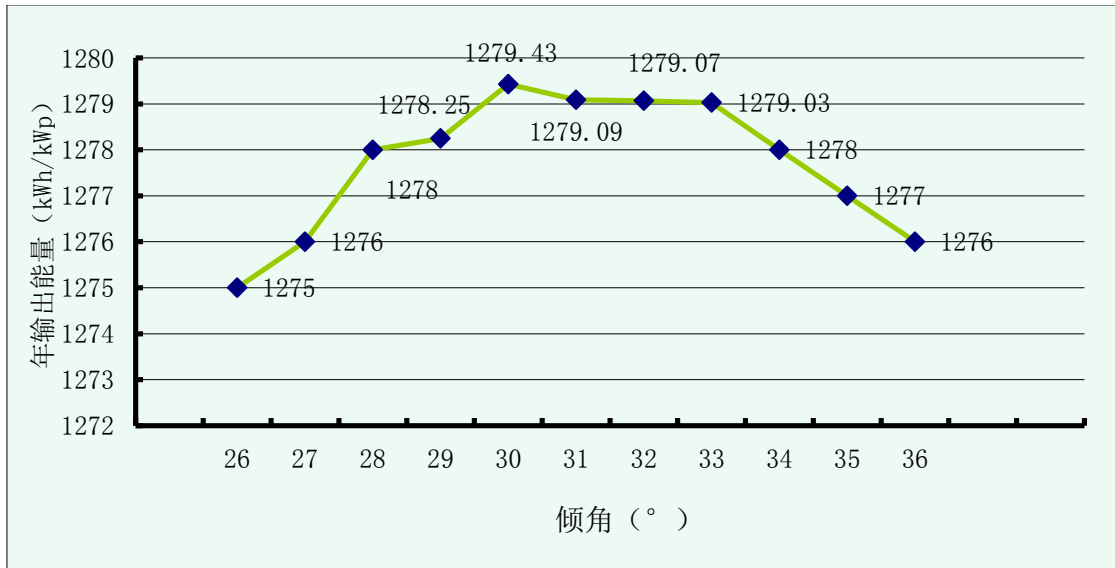


图 5-7 倾角变化范围 26° 到 36° 时单位功率并网光伏系统年发电量

结果表明，采用“中国建筑热环境分析专用气象数据集”中天津地区的气象数据，在天津地区 1kW_p 的光伏电池年输入能量最大时，最佳倾角为 30°，此时每 1kW_p 并网光伏系统的辐照度和发电量分布见图 5-8：

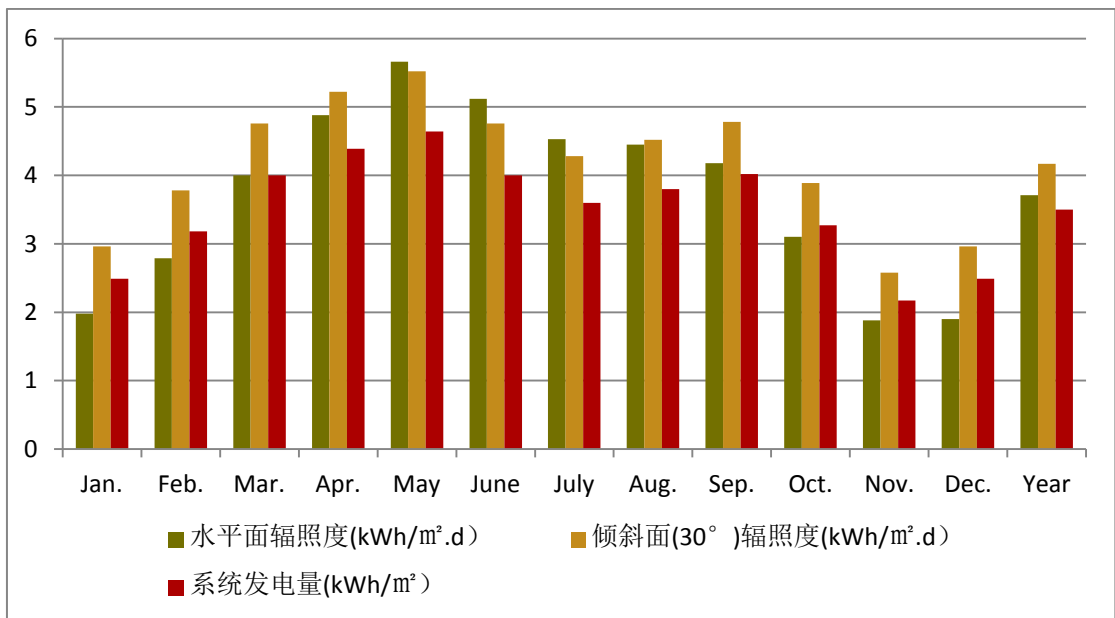


图 5-8 天津地区并网光伏南向最佳倾角的太阳辐照和发电量

倾斜面接收到的太阳辐照，在全年的大部分月份都比水平面太阳辐照要大。在冬季（十二月、一月）月份，最佳倾角的倾斜面接收太阳辐射甚至超过水平面

辐照的 150%。全年单位面积倾斜面辐照度为水平面辐照度的 125%。

在系统发电量方面，晴好天气居多的五月份发电量最多，为 143.84kWh；十一月入冬时节伴有的大雾和初雪天气使发电量降至全年最低，仅有 65.1kWh。每年六月开始的雨水和七月中下旬出现的高温多雾天气，不仅减少了到达阵列面的太阳能辐照量，也直接影响了光伏系统对太阳辐射的吸收，同时此时的高温炎热天气使电池组件的工作温度升高效率降低，因此七月前后出现发电量的一个波谷。全年系统发电量约为 1279.43kWh。

5.1.2.2 垂直墙面安装

在平屋顶安装的光伏系统可以选择方位角和阵列倾角，而安装在垂直墙面的光伏阵列一般倾角为 90 度垂直，为了研究立面垂直安装与水平面倾斜安装系统发电量的变化趋势，同时考虑了阵列与垂直墙面有 5 度偏差，即倾角为 85 度时的情况。根据建筑外立面的形式，阵列的方位角会在 -90° （东向）至 90° （西向）之间发生变化。

根据 PVSYST V5.11 软件的计算，南向垂直墙面安装的光伏系统年发电量为 821.77kWh，为屋顶南向最佳倾角安装时年发电量的 64.2%；而东西向垂直墙面安装的年发电量仅为 649.37kWh，仅是南向最佳倾角安装时的 50.8%。两种朝向垂直墙面安装时的辐照量和发电量如图 5-9、图 5-10。

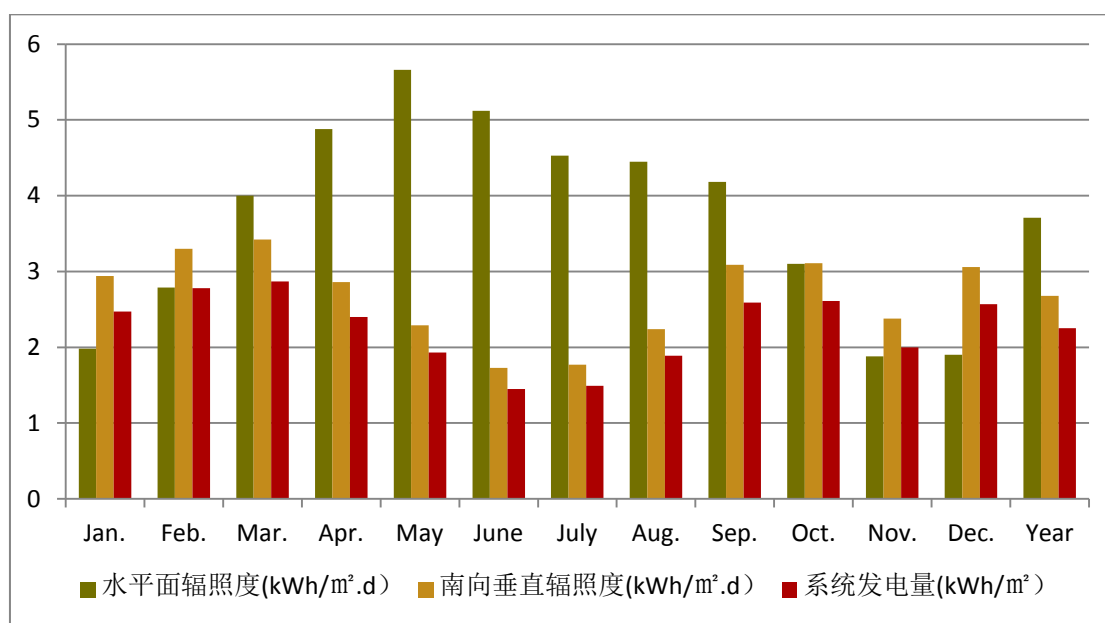


图 5-9 1kW_p 并网光伏系统在南向垂直墙面的辐照量和发电量

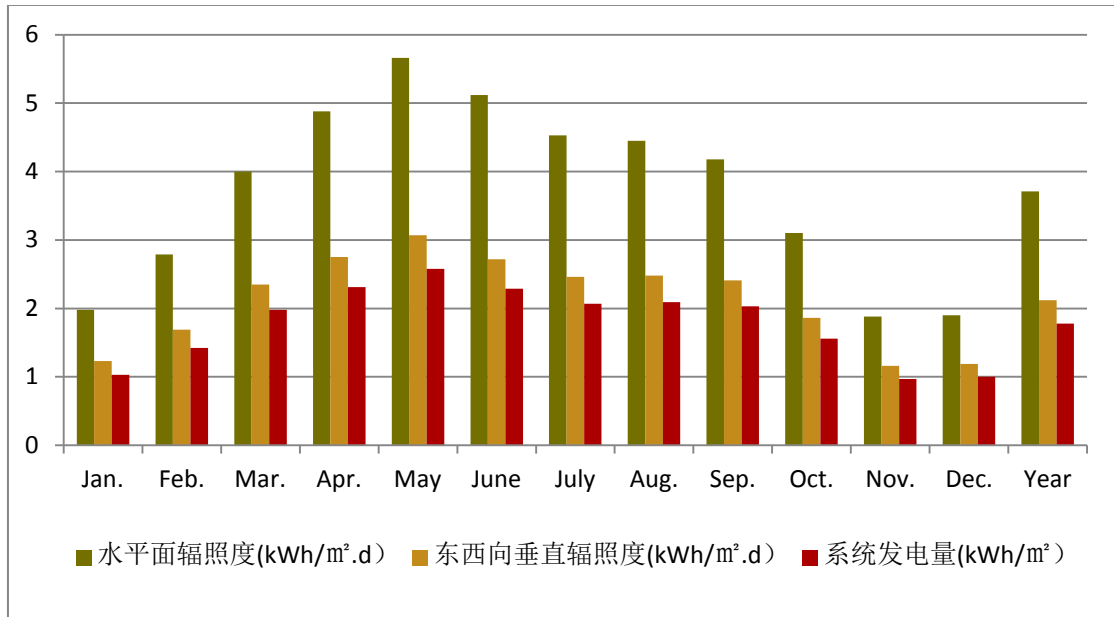


图 5-10 1kW_p 并网光伏系统在东西垂直墙面的辐照量和发电量

如果选择不垂直安装，只要安装倾角稍微小于 90°，年发电量就会得到提高。以 85° 倾角安装的光伏系统在南向时年发电量为 889 kWh，在东西向时年发电量为 688 kWh，分别比 90° 倾角时提高了 8% 和 6%。经计算，倾角在 85°~90° 范围内，倾角每减小 1° 则不同方位角的光伏系统年发电量可提高 8~13 kWh。取方位角在 -90°（正东）到 90°（正西），按 5° 为差值变化时，倾角为 85° 和 90° 的光伏阵列年发电量的变化情况见图 5-11

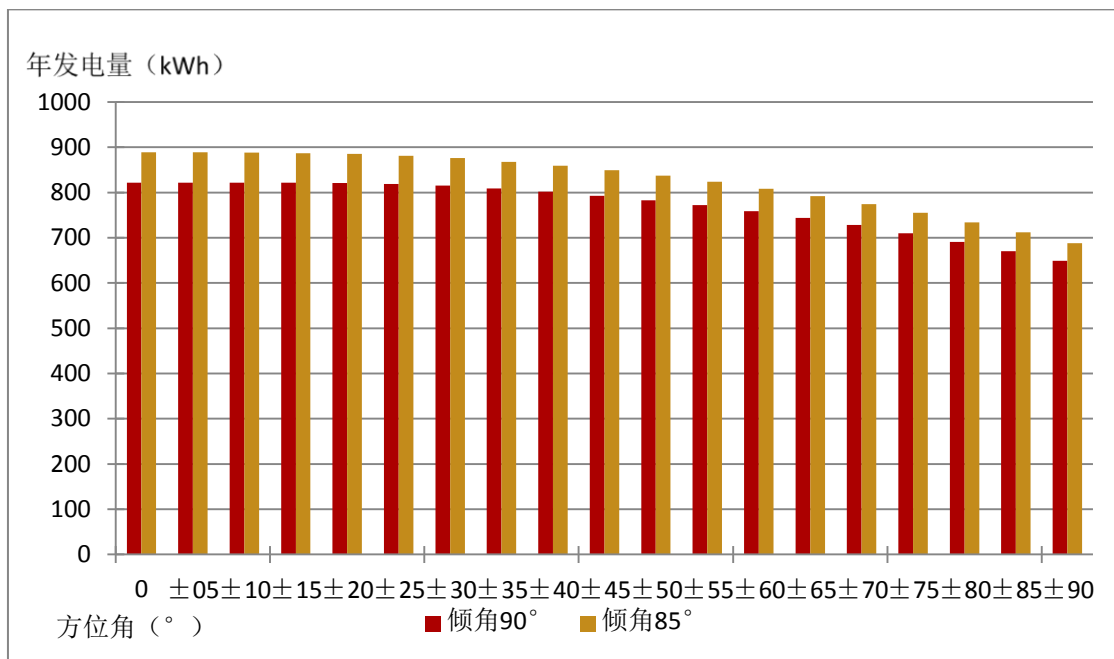


图 5-11 不同方位角的 1kW_p 光伏系统年发电量变化趋势

5.1.2.3 其他安装位置

光伏系统采取水平安装方式时，接收到的太阳辐照度就是水平面太阳辐照，反射辐射和散射辐射。方位角对年发电量无影响，倾角为 0° ，此时年发电量为1138kWh。

光伏系统在倾斜屋顶安装时，如果屋顶坡度小于 30° ，为了得到全年最大发电量，仍应取 30° 作为光伏系统与水平面的倾角；如果屋顶坡度大于 30° ，则年发电量会按0.27%~15%的比率减少，最低值出现在倾角为 90° 安装的情况下。

值得注意的是，即使在倾斜屋面或者垂直墙面安装，也应尽量保证光伏组件与房屋结构间的通风，光伏组件通风不畅会导致年发电量明显下降。其他设置条件不变，分别计算在南向最佳倾角、南向垂直墙面、东西向垂直墙面三种位置，光伏组件通风不畅时，年发电量仅有1252 kWh、805 kWh 和 636 kWh，比通风条件下降了2.15%、2.07%和2.01%。图5-12的上下两条趋势线的差距清楚表明了通风对光伏系统年发电效率的影响。

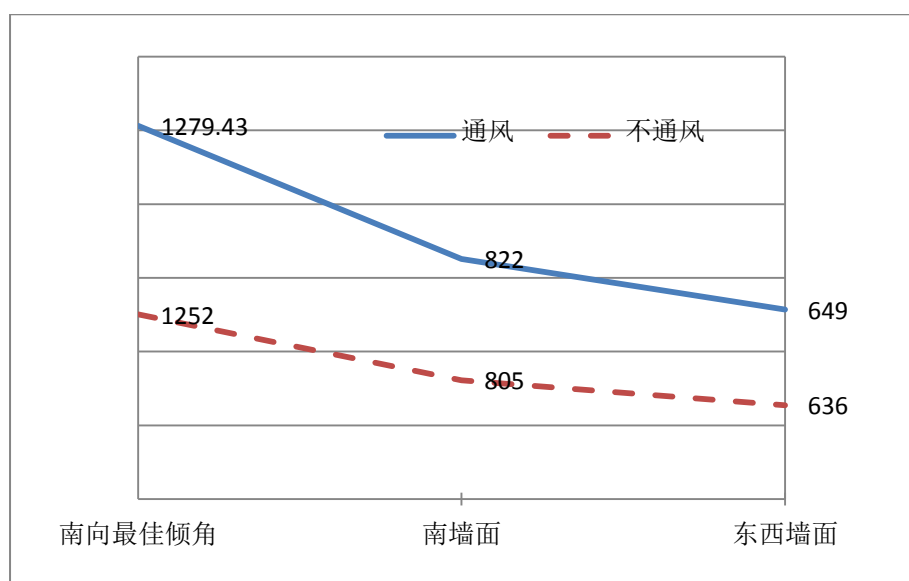


图 5-12 通风对光伏系统全年系统发电量的影响

为了简化研究范围，下文对光伏系统生命周期环境的研究，仅考虑光伏系统在建筑物上采取南向最佳倾角安装，和东西墙面、南墙面垂直安装这三种情况。

5.1.3 建筑并网光伏系统生命周期能量指标的研究

首先，明确光伏系统生命周期内能量的流动情况。

光伏系统生产和回收需要耗费一定的能量。在使用过程中通过光伏效应发电

来产生能量。设输入系统的能量为 E_{in} ，系统输出的能量为 E_{out} ，两者的净差值为 ΔE ，单位均为 kWh。

由论文 3.3.1 节求得，光伏系统全生命周期（25 年）的输入能耗 E_{in} 为 3153.6 kWh。

随着使用时间的延长，光伏系统效率会发生一定的衰减。光伏系统运行过程中输出的能量 E_{out} 等于典型年输出能量 E_0 乘以一定的衰减系数，该衰减系数包括两部分：光伏组件的老化和系统部件组合运行时的效率。由 5.1.1.3 节，组件效率年衰减率为 1%，系统平衡部件的效率为 96%，并网组合系统效率为 98%，在 PVSYST 软件气象数据设置和计算时包括了温度升降对月平均发电量的影响，此处不再计入。则光伏系统运行时输出的能量：

$$E_{out} = E_0 \times \sum_{n=1} (1 - n\%) \times 96\% \times 98\%$$

公式 (5-4)

其中 n 为光伏系统运行的年限，无单位。1kWp 的并网光伏系统在不同安装位置的典型年输出能量 E_0 见 5.1.2 节。

因此，并网光伏系统系统运行 n 年后净发电量 ΔE 的计算公式为：

$$\Delta E = E_{out} - E_{in} = E_0 \times \sum_{n=1} (1 - n\%) \times 96\% \times 98\% - E_{in}$$

公式 (5-5)

5.1.3.1 建筑并网光伏系统的能量指标

一般用“能量回收期”和“能量返还指数”作为衡量光伏系统的能量指标。能量回收期 EPBT (Energy Payback Time)，即生命周期内输入的能量与光伏系统运行产生的能量之比^[125]，单位为年 (y)。能量回收期越小，表明光伏系统生产到拆解所消耗的能量能够很快回收，生命周期剩余年限为系统净产能；能量返还指数是光伏系统生命周期内全部发电量与耗电量的比值（倍数，无量纲），这个数值是光伏系统产能效率的衡量。生命周期产生的能量减去消耗的能量即为生命周期净发电量。

应用论文 3.3.1 节和 5.1.2 节，计算得出天津地区不同安装位置的建筑并网光伏系统能量指标值，如下表 5-1

表 5-1 天津地区建筑并网光伏系统能量回收期 and 生命周期净发电量

安装位置	南向最佳倾角	南向垂直墙面	东西垂直墙面
能量回收期（年）	2.67	4.2	5.33
能量返还指数（倍）	8.3	5.3	4.2
生命周期净发电量（kWh）	23027	13662	10134

计算结果表明，光伏系统安装位置对光伏系统能量回收期影响很大，东西向垂直墙面安装的光伏系统能量回收期为南向最佳倾角安装时的两倍。如果可以选择安装位置，应尽量采取南向最佳倾角安装。

同时可见，安装在不同位置的建筑并网光伏系统在生命周期内发电量均完全能够抵消向系统输入的能量，能量返还指数表明，光伏系统生命周期内生产出的能量为其生命周期能耗的 4.2~8.3 倍。即使安装在东西垂直墙面，能量回收期为 5.33 年，即在不到 6 年的时间内即可收回生产全过程的能耗，生命周期内剩余的四分之三的时间为能量净输出，净发电量也达到 10134 kWh。

5.1.3.2 光伏系统生命周期能耗变化对能量指标的影响

光伏系统各生产环节耗能对能耗回收期的影响可以按照各环节耗能占全生命周期的总能耗比例来计算。论文 3.3.3 节分析了光伏系统生产过程的能耗产生变化时对全生命周期能耗的影响。以东西向垂直墙面安装时的能耗回收期为例，全生命周期能耗变化对生命周期能量指标的影响如下表 5-2：

表 5-2 能耗变化对生命周期能量指标的影响（以垂直安装在东西墙面为例）

生产环节改进	能耗（kWh）	能量回收期（年）	变化率
目前生产方案	3153.6	5.33	1（基准）
多晶硅提纯能耗降为 120 kWh	2708.1	4.56	85.6%
多晶硅提纯能耗降为 80 kWh	2384.1	4.00	75%
铸切环节能耗降低	3022.4	5.10	95.7%
铸切硅片厚度减小	2974.7	5.02	94.2%
铸切环节最优水平	2856.5	4.82	90.4%

具体到各环节生产能耗的能量回收期变化比较见图 5-13。系统生产过程不同环节能量回收期的对比图表明了影响光伏系统能量回收期的因素。高纯多晶硅生产对能量回收期的贡献最大，因此降低多晶硅生产能耗是减小系统能量回收期的首选方式。另外从图中可以看出，在优化了多晶硅提纯和铸锭切片环节的生产

耗能后，工业硅生产能耗占总体的比例有所上升。实际上，目前国内外许多公司正在进行研究和规模化生产的冶金法制太阳能级硅，其核心思路就是将传统工业硅生产过程进行改良以直接产出高纯多晶硅产品，即将工业硅和多晶硅提纯步骤整合起来。如能够实现规模化生产，将大大降低光伏产业链上游的硅料生产环节的耗能、环境排放和生产成本。

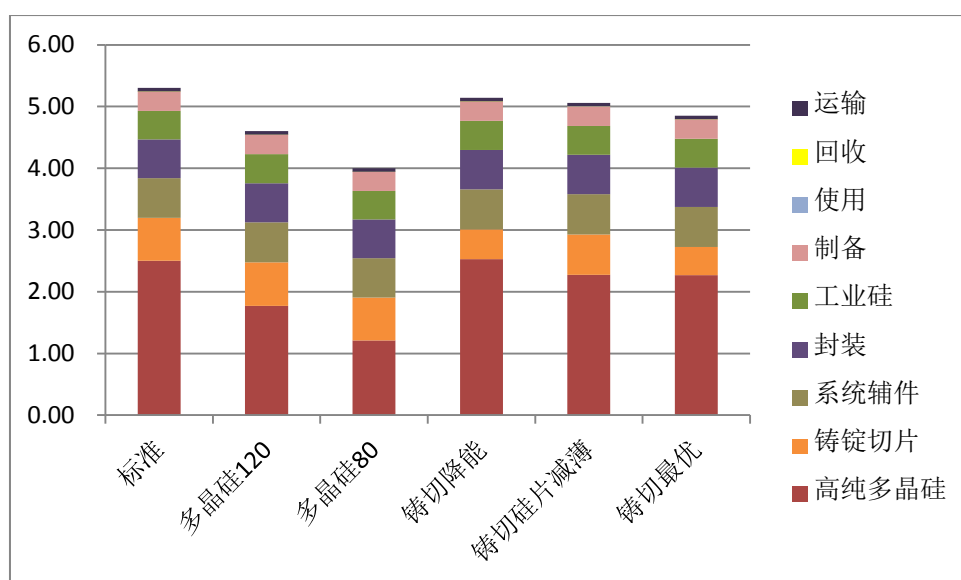


图 5-13 能量回收期光伏系统各生产环节比重及变化影响

5.2 建筑并网光伏系统的环境效益研究

由 5.1 节可知，虽然不同位置安装的光伏系统其能量输出潜力不同，但所有安装方式的光伏系统在生命周期运行发电量都不仅能够补偿生产过程中损失的能量，而且能够产生净发电量以供建筑使用。衡量光伏系统是否是一种清洁的可再生能源，除了有能量净输出以供用能系统使用外，其环境效益也需要纳入考虑范围。

我国电力工业是以燃煤为主的火力发电，自 1978 年至 2009 年火力发电平均占全国电力生产的 74% 以上，并且未来十几年煤炭等化石燃料仍是主导能源。因此，论文将光伏系统生命周期净发电量与燃煤发电产生相同电量的环境影响相比较，来衡量建筑并网光伏系统的生命周期环境效益。

5.2.1 燃煤发电的环境影响

我国未来十几年仍将以燃煤发电作为一次能源的主要来源，在此基础上为了尽量减少煤炭燃烧过程中产生的污染，我国中远期将大力推广超临界循环流化床洁净煤电先进技术^[126]。晓斌等^[127]（2005）总结了我国七种洁净煤技术包括了煤炭开采、运输和发电的环境负载。论文选取洁净煤经超临界发电中脱硫及非脱硫两种方式的清单数据的平均值，并将一些输出物类型合并，得到燃煤发电 1kWh 的环境影响，如表 5-3

表 5-3 中国燃煤发电 1kWh 的生命周期清单

燃煤发电	输入项		输出项	
	项目	数值+单位	项目	数值+单位
1kWh 电	原煤	5.17E-01kg	CO ₂	9.95E-01kg
	水	3.55E+00kg	SO ₂	7.79E-03kg
	汽油	3.96E-03kg	NO ₂	2.72E-03kg
	柴油	2.89E-03kg	CH ₄	3.02E-03kg
	石灰石	1.14E-03kg	烟尘、灰尘	7.05E-04kg
	燃油	7.22E-03kg	炉渣、粉煤灰等	1.20E-04kg
			尾矿等	1.02E-01kg
		废水	1.67E+00kg	
		固体废弃物	1.80E-01kg	

将以上数据输入 eBalance 软件，计算得到洁净煤生产 1kWh 电力的生命周期清单，通过论文第四章的终点破坏环境影响模型将清单进行评价和归一化。为了能够和第四章第 4.5 节建筑并网光伏系统的环境影响人均归一化值做比较，燃煤发电的环境影响也取子归一化基准值，最终结果如表 5-4

表 5-4 燃煤生产 1kWh 电力的环境影响人均归一化值

破坏类型	清单结果	人均基准值	子归一化
呼吸系统	6.90E-07	8.34E-03	8.27E-05
致癌物质	6.86E-09	6.45E-04	1.06E-05
气候变化	2.42E-07	7.61E-04	3.19E-04
臭氧层破坏	5.93E-12	1.07E-04	5.54E-08
人类健康小计	9.39E-07	9.85E-03	4.12E-04
酸化和富营养化	2.41E-02	1.98E+02	1.22E-04
土地占用和转化	2.31E-04	5.50E+03	4.20E-08
生态毒性	6.51E-05	4.16E+01	1.57E-06
生态影响小计	2.44E-02	5.74E+03	1.24E-04
资源耗竭	4.17E-02	7.18E+04	6.56E-07
能源耗竭	1.65E-01	1.07E+03	1.55E-04

5.2.2 建筑并网光伏系统与燃煤发电的环境影响比较

表 5-4 中得出的是燃煤生产 1kWh 电力的环境影响，而第四章 4.5 节得出的是建筑并网光伏系统在生命周期内环境影响，两者应该在产生相同电力的基础上做比较。

根据论文 5.1.3 节的计算，建筑并网光伏系统在南向最佳倾角安装、南向墙面垂直安装和东西墙面垂直安装时生命周期净发电量分别为 23027kWh、13662 kWh 和 10134kWh。将第四章 4.5 节中各破坏类型的子归一化值分别除以这三个数值，得出不同安装条件下建筑并网生命周期每发电 1kWh 电力的破坏因子人均归一化基准值，通过加权得出单一的环境影响数值，再与表 5-4 中燃煤发电比较，如表 5-5。

表 5-5 相同发电量（1kWh）燃煤与建筑并网光伏系统环境影响比较

		人类健康	生态影响	资源耗竭	能源耗竭	加权值
燃煤生产 1kWh 电力		4.12E-04	1.23E-04	6.56E-07	1.55E-04	1.63E-04
光伏生产 1kWh 电力	南向最佳倾角	1.55E-04	4.19E-05	3.07E-05	1.83E-05	5.72E-05
	南向垂直墙面	2.61E-04	7.05E-05	5.18E-05	3.09E-05	9.63E-05
	东西垂直墙面	3.52E-04	9.51E-05	6.98E-05	4.16E-04	1.30E-04

从表 5-5 可以看出，建筑并网光伏系统在资源耗竭方面的影响要大于燃煤发电，主要原因是光伏系统生产过程中用到相对稀缺的铜、铝和玻璃硅质原料等资源较多；而能源耗竭影响远好于燃煤发电，能源耗竭仅相当于燃煤发电的 12%~27%；生态环境影响相当于燃煤发电的 34%~77%。在人类健康影响上，南向最佳倾角到东西垂直墙面的影响值约为燃煤发电的 38%~85%。

加权后的燃煤发电与光伏发电均为单一数值，当光伏系统以南向最佳倾角安装时其环境影响加权值仅为燃煤发电的 35%，南向墙面垂直安装时则为燃煤发电的 60%，而安装在东西墙面的环境影响则略高，为燃煤发电环境影响的 80%。平均安装的环境影响仅为燃煤发电环境影响的 58%。

尽管光伏系统在建筑上安装位置不同，光伏系统的年发电量会有一定差别。但根据破坏类型的环境影响评价体系量化得出，生产相同的电力，建筑并网光伏系统的环境影响总体要好于燃煤发电的环境影响。

5.3 并网光伏系统生命周期发电对建筑运行能耗补偿研究

由 5.1.3 节的表 5-1 得到不同安装位置 1kW_p 光伏系统的生命周期净发电量。本小节选取某实际建筑，模拟并计算安装建筑并网光伏系统对居民用能的补偿效果。

选取天津市某老式小区一组多层单元楼模拟安装屋顶并网光伏系统。该单元楼每栋为 1 梯二户，一共五层。一组为四栋楼，共计 40 户。该组单元楼东西长约 96m，南北宽约 16.5m，建筑面积一共 7920m^2 。女儿墙高 1.2m。所用太阳能组件的功率为 200W/组件，尺寸是 $1.482\text{m} \times 0.992\text{m}$ 。

方阵支架一般离开地面至少 30cm，以减少地面泥水溅射的影响。因此女儿墙对方阵影响的净高度是 $1.2-0.3=0.9\text{m}$ ，考虑到女儿墙对方阵的遮挡，和前后两排方阵之间的遮挡问题。由文献^[26]给出的计算遮挡物阴影长度的计算公式

$$d = Hs = H \frac{\cos \omega \tan \varphi - \tan \delta}{\tan \delta \tan \varphi + \cos \omega}$$

公式 (5-6)

其中 s 称为阴影系数。一般要求是冬至日 9:00-15:00，后排的光伏电池方阵不应被遮挡。此时赤纬角 $\delta=-23.45^\circ$ ，时角 $\omega=45^\circ$ 。 φ 为当地纬度，单位为 $^\circ$ 。

保证冬至日 9:00~15:00 组件与女儿墙间和组件方阵之间不受遮挡，计算得两排方阵之间的距离为 3.45m，方阵与南向女儿墙之间的距离为 2.52m。计算得出，南北向可安排光伏方阵 4 排。

组件宽度 0.992m，组件间留 0.2m 的空隙。东西方向 96m 的每边留有 2m 通道，则东西方向可安装长度为 $96-4=92\text{m}$ 。每排方阵组件数量约为 91 块。则整个方阵的组件数 364 块。安装功率为 72.8kWp。

将上述取值代入 PVSYST V5.1，根据实际情况设定组件间的距离和长度并进行模拟计算。计算结果见图 5-14 和 5-15。

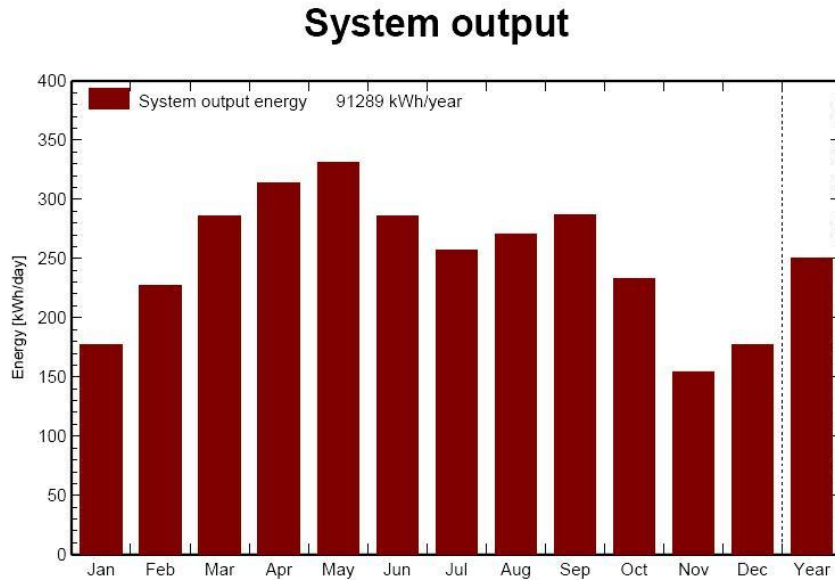


图 5-14 天津某组单元楼屋顶并网光伏系统发电量模拟输出

	GI. horiz. kWh/m ² .day	Coll. Plane kWh/m ² .day	Shed shading kWh/m ² .day	System output kWh/day	System output kWh
Jan.	1.98	2.96	2.90	177.4	5500
Feb.	2.79	3.78	3.72	227.3	6365
Mar.	4.00	4.76	4.67	285.5	8849
Apr.	4.88	5.22	5.12	313.5	9406
May	5.66	5.52	5.42	331.4	10275
June	5.12	4.76	4.67	285.7	8572
July	4.53	4.28	4.20	256.7	7957
Aug.	4.45	4.52	4.43	271.0	8400
Sep.	4.18	4.78	4.69	287.2	8616
Oct.	3.10	3.89	3.81	233.0	7224
Nov.	1.88	2.58	2.53	154.7	4641
Dec.	1.90	2.96	2.89	176.9	5485
Year	3.71	4.17	4.09	250.1	91289

图 5-15 天津某组单元楼屋顶并网光伏系统模拟输出

因此，该组单元楼屋顶并网光伏系统以 30° 南向最佳倾角安装时，系统年输出能量为 91289kWh。由 5.1.3 节计算生命周期净发电量的公式 5-5，得出在 25 年内系统的净发电量为 1638410 kWh，即每年系统净发电量 65536.4 kWh，平均

41.37 kWh/m²（建筑屋顶面积）和 900.23 kWh/kW_p。

该组单元楼居民一共为 40 户。由文献^[8]，寒冷地区城镇住宅平均生活水平的人群单位面积非采暖用电量分别为：空调 1.6kWh/m²、照明 5.6 kWh/m²、家电 4.1kWh/m²，总计 11.3 kWh/m²。则该组单元楼非采暖年用电量分别为：空调 12672 kWh、照明 44352 kWh、家电 32472 kWh，总计 89496 kWh。

表 5-6 多层住宅安装屋顶并网光伏系统对居民用电补偿

kWh/年	空调	照明	家电	总计	比例
用电量	12672	44352	32472	89496	1
发电量				65536	73%

因此，安装的屋顶并网光伏系统在生命周期内净发电量约减少城镇多层住宅居民 73% 的非采暖电耗。实际节能效果还是比较明显的。

5.4 结果讨论

经计算，天津地区安装建筑并网光伏系统，在生命周期内完全能够偿还生产和回收过程中消耗的能量，能量回收期约为 2.67~5.33 年，即在其生命周期（25 年内）有八分之七到四分之三的时间实现电能净生产，共计能够生产 10134~22037 千瓦时的能量。2010 年我国分布式光伏发电建设 41 万千瓦，2015 年预计在中东部地区城镇工业园区建设 1000 万千瓦的光伏发电系统^[128]，以天津地区的太阳辐照条件为例，在生命周期内共可生产电能 1013 亿千瓦时到 2204 亿千瓦时的电能，平均每年发电 40.5 亿千瓦时到 88.2 亿千瓦时。

在环境影响方面，通过第四章建立的光伏系统全生命周期终点破坏模型，与燃煤发电相同电量的环境影响相比较，光伏发电的平均环境效益不到燃煤发电的 60%，尤其在能源耗竭方面的影响要远小于燃煤发电。因此，以光伏系统作为燃煤发电的部分替代品在环境保护方面具有一定潜力。

选取天津地区某小区多层居民楼安装屋顶并网光伏系统进行了模拟计算，计算结果表明，考虑了安装和遮挡的屋顶并网光伏系统整个生命周期内净发电量为 1638410 kWh，即，22505.6 kWh/kW_p。折合每年发电 65536.4 kWh。约可满足多层住宅小区居民 73% 的非采暖用电能耗。

第六章 结论与展望

6.1 结论

经过七八年的高速发展，我国光伏行业已经具备了一定的规模和国际地位。近两年国际光伏市场扩张速度放缓，我国光伏产业正处在市场由外需向内外需并重扩展、产业结构优化、落后产能淘汰、技术水平提高的关键时期。同时，光伏系统运行期间产能与自身生产过程中能源消耗情况是否平衡及快速扩张带来的环境影响，导致一些对光伏系统规模化应用和发展前景的质疑出现，这些问题要通过科学的研究得到解答。

在建筑行业中，随着可持续建筑理念的发展，可再生能源利用技术与建筑的结合成为未来建筑行业的重要发展方向。据相关统计，目前国际上并网发电占到光伏市场的 90%，而在并网光伏市场中，与建筑结合的用户侧并网发电系统占 90% 以上^[129]。太阳能光伏发电是可持续建筑的重要供能系统，对建筑并网光伏发电系统生命周期的研究是可持续建筑生命周期研究的重要组成部分。

通过论文的研究，以天津地区为例，在现有技术水平下我国建筑并网光伏系统生命周期的能量输出远大于生产过程能源消耗，能量回收期约为 3~6 年，全生命周期输出能量为输入能量的 4 至 8 倍。与燃煤发电相比较，光伏系统不同安装位置的平均环境影响不到燃煤发电环境影响的 60%。对生态系统的破坏和对能源耗竭的影响远远小于燃煤发电。在建筑用能平衡方面，安装建筑并网光伏系统对现有的居民生活用能有一定的补充。

建筑并网光伏技术的发展，能够为现阶段我国建筑行业运行阶段的电耗提供能源。我国能源局《太阳能发电发展“十二五”规划》(2012)中也指出，太阳能发电技术的规模化发展，对我国合理控制能源消费总量，实现非化石化能源目标具有十分重要的作用。

因此，通过本论文的研究，我国现有生产水平下建筑并网光伏系统在全生命周期内具有较好的能源效益和环境效益，随着光伏生产的技术进步和辅料生产能耗的进一步降低，建筑并网光伏系统会具有更大的能源优势。

6.2 不足和改进

论文对我国现有生产水平的建筑并网光伏系统进行研究,建立了生命周期清单,确定了环境影响评价模型,将其应用于评价我国建筑并网光伏系统的环境影响,并在同一评价模型下与燃煤发电的环境影响的优势与不足做一比较。由于基础数据缺乏和个人能力有限,论文仍存在着以下不足:

1. 由于我国基础材料生命周期数据库的缺乏,论文引用并参考了大量文献,在不影响总体结论的情况下,引用了一些较早年代的数据,与现状有一定的出入。如果能够建立起我国基础材料的生命周期数据库,会使建筑并网光伏系统生命周期研究更加准确。

2. 在环境影响评价部分,论文仅分析了以天津地区为例的建筑并网光伏系统生命周期环境影响应用。未能以此评价我国其他地区的环境影响潜力。这部分工作有待完成。

3. 目前我国光伏产业正处在优化产业结构、加快技术调整的转型时期。论文基于现有的光伏产业生产状况建立了主要以改良西门子法为多晶硅提纯方法的我国建筑并网光伏系统生命周期清单,并仅针对个别生产环节中较高生产水平对系统生命周期能耗影响进行了分析。而目前正在进行试验或小规模投产的新方法、新技术,以及不同光伏材料的应用,在节约能源和减少污染方面相较目前的技术具有更大的优势。这需要待新的生产技术成熟、生产水平稳定后,进行后续分析和论证。以完善生命周期清单,建立全面的我国建筑光伏系统的生命周期环境影响评价体系。

4. 通过我国基础材料生命周期数据库建立准确的我国建筑并网光伏系统生命周期清单,可以考虑设计建筑并网光伏系统的环境影响评价模型软件,以能够更快速更准确地评判各种光伏组件、各类光伏技术对建筑光伏系统生命周期的环境影响潜力。

6.3 展望

我国现阶段技术水平下建筑并网光伏系统在生命周期内有较好的能源输出,环境影响较燃煤发电少。随着技术的不断进步,其能量回收期会不断降低,环境影响也在不断降低,因此,建筑并网光伏系统在能源和环境保护方面具有相当大的发展潜力。

我国目前光伏系统大规模发展仍存在以下问题:

一是光伏系统的并网运行管理,目前仍是制约光伏系统规模化发展的因素。

采取可逆流装置的并网光伏系统输出电量时对电网运行能力是很大的考验,目前由于国家电网的能力限制,已建成的光伏系统不能足额接入国家电网,对系统产能是很大的浪费。

未来的发展趋势是充分利用分布式光伏发电,即在用户配电侧安装光伏系统,进行电力的即发即用。这将对光伏系统一体化与建筑结合的发展带来推动作用。这种发电方式,在光伏系统的生命周期研究中需增加对用电配电侧的负载变化情况的考虑,建立与用电负荷相适应的电量输出模型。

二是光伏系统的经济性问题。经过近两年世界光伏市场的调整,光伏组件和光伏系统的价格下降很快,发电成本已显著降低。2009年,我国光伏上网电价为1.5元/千瓦时,2011年光伏发电的标杆电价即降到了1~1.15元/千瓦时。然而目前光伏发电的经济性仍然不能与常规化石能源相比。2007年我国火电上网电价平均为0.36元/千瓦时,2008年调整后平均为0.38元/千瓦时。根据国家能源局的数据显示,目前光伏发电成本为常规能源发电成本的3倍左右。如果离开了政策补贴,光伏系统大规模安装的动力明显不足。

但是,燃煤等常规能源的储量是有限的,能源需求量的增加和煤炭等常规能源的供给量明显不足会导致火力发电上网电价逐步攀升,2008年我国发改委明确提出上调的火电上网电价全部用以补贴火力发电企业燃料成本增支。假设火力发电上网电价的平均增速约为6%,则2015年我国火力发电上网电价将增至0.57元/千瓦时。国家科学技术部2012年3月发布的《太阳能发电科技发展“十二五”专项规划》中提出“十二五”期间公用电网侧并网光伏系统上网电价要低于0.8元/千瓦时。因此,“十二五”末期光伏发电基本可以在配电侧达到平价上网。

三是我国光伏产业的技术进步仍需要加快。尽管目前我国光伏组件和系统的生产技术有了很大进步,但距离世界领先水平仍有相当大的距离。目前商业化的晶硅光伏组件转化效率在14~17%,如果能够将我国实验室转化效率的光伏组件实现量产,即转化效率提高到17%~20%,则在相同条件下1kW_p光伏系统25年内可以多发电2000~5000千瓦时。按装机容量1000万千瓦计算,共可多发电200亿~500亿千瓦时。因此,提高光伏组件的转化效率带来的效益是惊人的。不得不提到的是,虽然论文以市场应用最广泛的晶硅电池作为研究对象,实际上目前薄膜光伏电池因其成本优势和较少的制造能耗,发展十分迅速,未来也具备产业化大规模推广的基础。

另外,在建筑上应用光伏系统仍有以下两个问题需要解决:

一是光伏系统与建筑结合的形式。在建筑上安装的供能系统,除了实用性外,还应考虑其美观性和与建筑形式的有机结合。光伏系统与建筑有两种结合方式,一种为BAPV(Building Applied PV,建筑附加的光伏系统),即光伏系统只是以

建筑作为载体,二者有独立的构造和结构,即论文的研究对象;还有一种为 BIPV (Building Integrated PV, 建筑与光伏一体化),即光伏系统以建筑构件的形式与建筑有机结合。

为了能够明晰生命周期系统边界,论文以 BAPV 中的光伏系统作为研究对象,而没有考虑 BIPV 这种形式中光伏系统的环境影响。随着光伏系统与建筑结合应用越来越广泛,未来 BIPV 形式的光伏系统生命周期影响也应纳入研究范围。

二是光伏系统在建筑上的应用面积问题。我国城镇人口密度较高,以 BAPV 方式与建筑结合的光伏系统安装面积比较有限,安装条件也受到一定限制。这方面的研究仍应继续深入。或许随着 BIPV 形式的不断扩展,可以弥补 BAPV 安装面积不足这一缺陷,真正实现以光伏系统作为建筑的唯一供能系统,实现建筑用能完全自给自足的零能耗建筑。

总之,我国建筑并网光伏系统在供能和环境影响上具有较大的潜力,随着未来技术的不断进步和成本继续降低,光伏系统在建筑上具有更广阔的应用空间,对平衡建筑运行能耗和优化我国能源结构都将起到重要的作用。

参考文献

- [1] 朱永强著, 新能源与分布式发电技术, 北京市: 北京大学出版社, 2010: 8
- [2] 刘学谦, 杨多贵, 周志田著, 可持续发展前沿问题研究, 北京市: 科学出版社, 2010:265
- [3] 钱伯章编著, 可再生能源发展综述, 北京市: 科学出版社, 2010: 6、20、137
- [4] 李晓西等著, 中国经济新转型, 北京市: 中国大百科全书出版社, 2011.
- [5] 张阿玲著, 原鲲, 石琳, 尹秀梅译. 能源技术展望: 面向 2050 年的情景与战略. 北京:清华大学出版社.2009: 211
- [6] 清华大学建筑节能研究中心著, 中国建筑节能年度发展研究报告 2008, 北京: 中国建筑工业出版社, 2008: 1
- [7] 甄兰平, 李成, 建筑耗能、环境与寿命周期节能设计, 工业建筑, 2003.33 (2): 19-21
- [8] 清华大学建筑节能研究中心著, 中国建筑节能年度发展研究报告 2009, 北京: 中国建筑工业出版社, 2009: 6、299
- [9] 赵玉文、吴达成等, 中国光伏产业发展研究报告 (2006-2007), 太阳能 2008 (06): 11
- [10] 国家能源局, 光伏发电为何“墙内开花墙外香”2011-9-19
http://www.nea.gov.cn/2011-09/19/c_131146208.htm
- [11] M HUBER, G KOLB. Life cycle analysis of silicon-based photovoltaic systems. Solar Energy, 1995, 54(3): 153-163.
- [12] ALSEMA A. Energy Pay-back Time and CO₂ emissions of PV systems. Progress in Photovoltaics, 2000, 8(1):7-25
- [13] FTHENAKIS Y, ALSEMA A. Photovoltaics energy payback times. Greenhouse gas, emissions and external costs: 2004-early 2005 status. Progress in Photovoltaics, 2006,14(3):275-280.

- [14] KATO K, MURATA A. Energy Pay-back Time and life-cycle CO₂ emission of residential PV power system with silicon PV module. *Progress in Photovoltaics*, 1998, 6(2):105-115
- [15] Wild-Scholten M.J.de, Alsema E A. Environmental Life Cycle Inventory of Crystalline Silicon Photovoltaic Module Production: Status 2005/2006, 2007.
- [16] Niels Jungbluth. Life-cycle assessment of crystalline photovoltaics in the Swissecoinvent database. *Prog. Photovolt: Res. Appl.* 2005; 13:429-446
- [17] J. E. Mason, V. M. Fthenakis, T. Hansen and H. C. Kim, Energy payback and life-cycle CO₂ emissions of the BOS in an optimized 3.5MW PV Installation. *Prog. Photovolt: Res. Appl.* 2006; 14:179-190
- [18] Vasilis Fthenakis, Erik Alsema. Photovoltaics energy payback Times, greenhouse gas emissions and external costs: 2004-early 2005 Status. *Prog. Photovolt: Res. Appl.* 2006:275-280
- [19] Stoppato. Life cycle assessment of photovoltaic electricity generation. *Energy* 33.2008:224-232
- [20] Bob Lloyd, Andrew S. Forest. The transition to renewables: Can PV provide an answer to the peak oil and climate change challenges? *Energy Policy* 2010(38) 7378-7394
- [21] Rob van der Meulen, Erik Alsema, Life-cycle greenhouse gas effects of introducing nanocrystalline materials in thin-film silicon solar cells. *Prog. Photovolt: Res. Appl.* (2010). Published online in Wiley Online Library. DOI: 0.1002/pip.1058
- [22] H.C. Kim, V.M. Fthenakis. Comparative life-cycle energy payback analysis of multi-junction a-SiGe and nanocrystalline/a-Si modules. *Prog. Photovolt: Res. Appl.* 2011; 19:228-239. Published online in Wiley Online Library. DOI: 0.1002/pip.990
- [23] ALSEMA A. Energy Pay-back Time and CO₂ emissions of PV systems. *Progress in Photovoltaics*, 2000, 8(1):7-25
- [24] Wild-Scholten M.J.de, Alsema E A. Environmental Life Cycle Inventory of Crystalline Silicon Photovoltaic Module Production: Status 2005/2006, 2007.
- [25] B Gaiddon, M Jedliczka, H Vileurbanne. Compared Assessment of Selected Environmental Indicators of Photovoltaic Electricity in OECD Cities. IEA PVPS Task 10, Activity 4.4 Report IEA-PVPS T10-01:2006, 2006

- [26] 杨金焕, 于化丛, 葛亮编著, 太阳能光伏发电应用技术, 北京:电子工业出版社, 2009: 26、33、37、94、99
- [27] 谷立静., 基于生命周期评价的中国建筑行业环境影响研究[博士学位论文], 北京: 清华大学, 2009: 170-179
- [28] 国家发改委能源研究所编著, 能源问题研究文集., 北京: 中国标准出版社, 2009: 364-398
- [29] 刁周玮、石磊, 中国光伏电池组件的生命周期评价, 环境科学研究 2011, 5: 571-579
- [30] ISO14040: Environmental Management-Life Cycle Assessment: Principles and Framework. International Organization for Standardization, 2006
- [31] 席德立, 彭小燕, LCA 中清单分析数据的获得. 环境科学, 1997, 18(9): 84-87.
- [32] 莫华, 张天柱. 生命周期清单分析的数据质量评价. 环境科学研究, 2003, 16(5): 55-58
- [33] 刘涛, 黄志甲, 生命周期清单不确定性分析的主要数据选择, 安徽工业大学学报, 2006, 23(1): 91-95.
- [34] 郑元, 张天柱, 不确定数据条件下的生命周期评价及其应用, 重庆环境科学, 2003, 25(6): 18-20.
- [35] 刘微, LCI 数据质量体系中的分析方法研究, 【硕士学位论文】, 北京: 北京工业大学. 2006
- [36] 夏添, 邓超, 吴军. 生命周期评价清单分析的算法研究. 计算机工程与设计, 2005, 26(7): 1681-1683
- [37] 张亚平, 左玉辉等, 生命周期评价数据库分析与建模, 云南环境科学.2006, 25(4): 8-11
- [38] 王婧, 张旭, 基于生命周期的能源上游清单分析模型改进, 同济大学学报(自然科学版), 2009, 37(4): 520-524
- [39] 刘夏璐, 王洪涛等, 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型. 环境科学学报, 2010.30(10): 2136-2144
- [40] US EPA, Life Cycle Impact Assessment, Report to the EPA by Research Triangle Institute, Draft, 1994

- [41] 杨建新, 王如松, 刘晶茹.中国产品生命周期评价方法研究..环境科学学报.2001,21(2):234-238
- [42] 邓南圣, 吴峰主编, 工业生态学理论与应用, 化学工业出版社, 2002: 158
- [43] 中华人民共和国工业和信息化部, 关于加强工业节能减排先进适用技术遴选 评估与推广工作的通知, 2012-9-29
<http://www.miit.gov.cn/n11293472/n11293832/n11293907/n11368223/14844163.html>
- [44] 刘建军, 工业硅熔炼过程中的节能措施, 中国有色冶金, 2007, 4(2): 20-23
- [45] 吴复忠, 金会心: 工业硅生产能耗分析及节能方向与途径, 工业炉, 2010, 32 (6) :27-31
- [46] 班辉, 邹智勇, 张万福, 工业硅生产能耗及节能分析, 轻金属, 2005(01):42-48
- [47] 何允平, 工业硅生产的炉前操作与产品的高产优质低耗, 铁合金, 2002, 2:21
- [48] 叶宏亮, 工业硅生产过程生命周期评价研究 [硕士学位论文]; 昆明, 昆明理工大学, 2008:39
- [49] 黄海霞, 工业硅电炉烟气除尘系统设计, 铁合金, 2005 (3): 40-43
- [50] 第一次全国污染源普查资料编撰委员会编, 污染源普查产排污系数手册, 上, 北京市: 中国环境科学出版社, 2011: 135
- [51] 四川节能网, 四川主要工业产品能耗限额表,
<http://www.scjnw.com/show.aspx?id=1235&cid=5>
- [52] 邓丰、唐正林, 多晶硅生产技术, 北京, 化学工业出版社, 2009: 8-169
- [53] 吕鹏飞, 多晶硅生产过程模拟分析[硕士学位论文], 青岛, 中国海洋大学, 2008: 47
- [54] 汪光裕、丁国江等, 四氯化钙在西门子法多晶硅生产流程内部的循环利用, 东方电气评论, 2008 (04): 70-71
- [55] 中华人民共和国工业和信息化部, 多晶硅行业准入条件, 2010-12-31,
<http://www.miit.gov.cn/n11293472/n11293832/n12843926/13610248.html>
- [56] 王斯成著, 中国光伏发展报告 2011, 北京: 中国环境科学出版社, 2011: 33

- [57] 胡润青, 我国多晶硅并网光伏系统能量回收期的研究, 太阳能, 2009(1):9-15
- [58] 郑小强; 尹青松等, 光伏行业线切割设备的特点及在英利公司的应用, 第八届全国光伏会议暨中日光伏论坛论文集, 2004: 419
- [59] 李彦林, 超薄大直径太阳能级硅片线切割工艺及其悬浮液特性研究[硕士学位论文], 天津: 河北工业大学, 2007: 49
- [60] Romain Bean de Lomenie, 太阳电池的先进线切割技术, 环球太阳能技术, 2011 (4-6): 6
- [61] 胡庆波, 多晶硅水性切屑液再生研究 [硕士学位论文], 无锡: 江南大学 2011:12
- [62] 邢鹏飞, 郭菁等, 单晶硅和多晶硅切割废料浆的回收, 材料与冶金学报, 2010, 6:148-154
- [63] 陈雪, 汪钉崇, 回收砂浆对硅片质量的影响和成本降低的贡献, 杨德仁, 汪雷 主编, 第十届中国太阳能光伏会议论文集, 浙江大学出版社, 2008:1066-1072
- [64] 王俊朝, 国内多晶硅铸锭设备的现状和发展, 新材料产业, 2008 (08): 22-26
- [65] 杨金焕, 于化丛, 葛亮 编著, 太阳能光伏发电应用技术, 北京: 电子工业出版社, 2009, 1: 94
- [66] 靳瑞敏 编著, 太阳能电池原理与应用, 北京: 北京大学出版社 2011(5): 27
- [67] 第一次全国污染源普查资料编撰委员会编, 污染源普查产排污系数手册, 下, 北京市: 中国环境科学出版社, 2011.10: 4059
- [68] www.ecoinvent.org
- [69] 无锡尚德太阳能电力有限公司, 太阳能电池组件用接线盒, 中国专利, 200910206629.0, 2009-10-22
- [70] 中国质量认证中心 http://www.cqc.com.cn/chinese/zscx/A0107index_1.htm
- [71] 阳光能源 http://www.sungrowpower.com/product_display.php?id=945
- [72] 胡润青, 我国太阳能光伏技术的全寿命周期评价, 国家发改委能源研究所 编著. 能源问题研究文集. 北京: 中国标准出版社, 2009: 364-398
- [73] 格沃钦, 可持续能源系统工程, 北京, 中国电力出版社 2009: 174

- [74] 中华人民共和国住房和城乡建设部, JGJ/T264-2012, 光伏建筑一体化系统运行与维护规范, 中华人民共和国行业标准, 北京: 中国建筑工业出版社, 2011-12-26
- [75] 杨倩苗, 建筑产品的全生命周期环境影响定量评价, [博士学位论文], 天津: 天津大学, 2009: 68
- [76] 田智华, 段凯, 光伏建筑一体化光伏组件表面清洁的效益分析, 建筑热能通风空调, 2011,30 (4): 77-79
- [77] <http://www.firstsolar.com/en/recycling.php>
- [78] <http://www.pvcycle.org/pv-cycle-system/recycling/2/>
- [79] 英利集团有限公司, 一种光伏组件分解回收的方法及其装置, 中国专利, CN102544239A, 2012-03-07
- [80] 龚佰勋主编. 环保设备设计手册 固体废物处理设备. 北京市: 化学工业出版社, 2004.06: 108
- [81] 赵由才主编. 危险废物处理技术. 北京市: 化学工业出版社, 2003:284
- [82] 中华人民共和国环境保护部, 集中式污染治理设施产排污系数手册(2010修订)第三分册, www.mep.gov.cn
- [83] 中国科学技术协会学会工作部编. 废弃物处理与管理 全国废弃物处理与管理学术讨论会论文集. 北京市: 中国科学技术出版社, 1990.12: 366
- [84] 陈晓燕, 光伏产业国际竞争力研究[博士学位论文]天津: 南开大学, 2010: 132-137
- [85] 中华人民共和国水利部, 2005年中国水资源公报, <http://www.mwr.gov.cn/zwzc/hygb/slfztjgb/>
- [86] 韩文科, 刘强, 姜克隽等著, 中国进出口贸易产品的载能量及碳排放量分析, 北京市: 中国计划出版社, 2009, 03: 107
- [87] 第一次全国污染源普查资料编撰委员会编, 污染源普查产排污系数手册, 下, 北京市: 中国环境科学出版社, 2011, 10: 723
- [88] 陈津, 赵晶, 张猛编著, 金属回收与再生技术, 北京市: 化学工业出版社, 2011, 01: 179-180
- [89] 王峥, 郝维昌等, 铝的生命周期评价研究, 中国材料研究学会(C-MRS)主编, 2006年材料科学与工程新进展“2006北京国际材料周”论文集, 北京市: 化学工业出版社, 2007: 12-16

- [90] 杨建新, 刘炳江, 中国钢材生命周期清单分析, 环境科学学报, 2002, 22 (4): 519-523
- [91] 曹异生, 中国有色金属再生资源回收利用现状及前景展望, 中国金属通报, 2006 (16): 7-12
- [92] 左铁镛著. 循环型社会材料循环与环境影响评价. 北京市: 科学出版社, 2008: 193-196
- [93] 国家发展和改革委员会能源研究所编, 能效及可再生能源项目融资指导手册, 北京: 中国环境科学出版社, 2010:11、122
- [94] 第一次全国污染源普查资料编纂委员会编, 污染源普查产排污系数手册, 上/中/下, 北京, 中国环境科学出版社, 2011
- [95] 中国化工报, 中能多晶硅实现低能耗制造, 2011-6-23, <http://www.ccin.com.cn/ccin/news/2011/06/23/185299.shtml>
- [96] 人民网, 我国突破硅烷流化床技术, 多晶硅成本下降过半, 2012-10-18, <http://energy.people.com.cn/n/2012/1018/c71890-19311812.html#>
- [97] Guinee JB(ed)(2001). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards; LCA in Perspective; Guide; Operational Annex to Guide, Centre for Environment Science, Leiden University, The Netherlands. May 2001
- [98] Hauschild and Potting. Spatial differentiation in life cycle impact assessment: The EDIP2003 methodology-Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency. Denmark: 2003
- [99] Goedkoop M. The Eco-indicator95, Final Report and Manual for Designers .Amersfoort, 1995
- [100] 谷立静, 林波荣等, 中国建筑生命周期环境影响评价的终点破坏模型, 科学通报, 2008(15): 1858~1863
- [101] Goedkoop M., Effting S., Collignon M: The Eco-indicator 99-A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment (Methodology Report). Technical Report, Pre Consultants. 2001
- [102] 赵辉, 中国产品生命周期影响评价——终点破坏类型模型框架建立及案例应用 [硕士学位论文] 大连: 大连理工大学, 2005
- [103] 顾道金, 建筑环境负荷的生命周期评价[博士学位论文], 北京: 清华大学, 2006

- [104] 郭安.基于终点破坏法的绿色建筑环境影响评价研究[硕士学位论文], 武汉. 华中科技大学, 2009
- [105] 欧阳丹. 桥梁生命周期环境影响终点破坏评价方法研究[硕士学位论文]. 武汉. 武汉理工大学. 2010
- [106] 丘君、陈利顶等. 土地利用/覆被变化对生物多样性的影响. 昆明. 土地覆被变化及其环境效应学术会议. 2002: 42-50
- [107] 王寿兵, 王如松, 吴千红, 生命周期评价中资源耗竭潜力及当量系数的一种算法, 复旦学报(自然科学版) 2001.40(5): 553-557
- [108] 帅小根., 建设项目隐形环境影响评价的量化研究[博士学位论文], 武汉, 华中科技大学, 2009
- [109] 江亿, 刘晓华, 薛志峰等, .能源转换系统评价指标的研究.研究与探讨, 2004, 26(3): 31-36
- [110] 林梅云, 中国产品生命周期中间类型影响评价——方法开发与案例应用 [硕士学位论文], 大连:大连理工大学, 2004
- [111] 谷立静. 基于生命周期评价的中国建筑行业环境影响研究.[博士学位论文] 北京: 清华大学. 2009
- [112] 国家统计局 <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/>
- [113] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, GB/T24044-2008 环境管理 生命周期评价 要求与指南, 北京: 中国标准出版社, 2008-11-01
- [114] 李小东, 吴星, 张智慧. 基于 LCA 理论的环境影响社会支付意愿研究. 哈尔滨工业大学学报, 2005,37 (11) 1507-1510
- [115] 中国天气网.太阳能资源评估. 2009-9-24 <http://www.weather.com.cn/>
- [116] 王长贵、王斯成主编, 太阳能光伏发电实用技术(第二版). 北京. 化学工业出版社, 2009: 256-260
- [117] B.Y.Liu, R.C.Jordan. Daily insolation on surfaces tilted toward the equator. Trans. ASHR AE,1962(67):529-530
- [118] 陈维, 户用光伏建筑一体化发电系统及太阳能半导体照明技术研究[博士学位论文] 合肥: 中国科学技术大学, 2006: 26-27
- [119] 中国气象局气象信息中心气象资料室、清华大学建筑技术科学系编, 中国建筑热环境分析专用气象数据集, 北京: 中国建筑工业出版社, 2005

- [120] 王建军, 太阳能光伏发电应用中的温度影响, 青海师范大学学报, 2005(1): 28-30.
- [121] 吴翠姑、于波等, 多晶硅光伏组件功率衰减的原因分析及优化措施, 电气技术. 2009(8):113
- [122] 于培诺, 一种光伏组件寿命的策略方法, 太阳能 2007(09): 38-40
- [123] 谢旗辉, 高效率太阳能光伏发电系统设计及优化分析[硕士学位论文], 南昌: 华东交通大学, 2008: 38
- [124] 侯佳松, 王侃宏等, 邯郸地区温度和灰尘对独立太阳能光伏发电系统的影响, 节能, 2011(10): 54
- [125] 杨金焕, 赵春江等, 中国并网光伏系统环境指标的比较, 冯良桓, 张静全编著, 中国太阳能光伏进展, 西南交通大学出版社, 2006: 510-513
- [126] 国家技术前瞻研究组著, 中国技术前瞻报告 国家技术路线图研究 2006-2007, 北京市: 科学技术文献出版社, 2008, 09: 33
- [127] 晓斌, 张阿玲, 陈贵锋, 中国洁净煤发电的生命周期清单分析, 洁净煤技术, 2005, 11(02):1-4
- [128] 国家能源局关于印发太阳能发电发展“十二五”规划的通知, 2012-9-13,
http://www.gov.cn/zwjk/2012-09/13/content_2223540.htm
- [129] 回答当前光伏产业几个问题, 经济日报, 2012-7-10,
http://www.nea.gov.cn/2012-07/10/c_131706600_2.htm

附 录

建筑并网光伏系统生命周期环境影响计算清单

1. 人类健康——呼吸系统影响

排放物	排放量 (kg)	破坏因子 (DALYs/kg)	量化值 (DALYs)
1-Pentene	2.59E-11	2.13E-06	5.52E-17
2-methyl-2-butene	5.75E-15	1.70E-06	9.78E-21
acetaldehyde	5.81E-06	1.36E-06	7.90E-12
acetic acid	1.03E-04	2.13E-07	2.19E-11
acetone	7.86E-05	2.04E-07	1.60E-11
Aldehydes	5.21E-06	1.40E-06	7.29E-12
benzene	1.63E-04	4.68E-07	7.63E-11
butene	6.99E-06	2.47E-06	1.73E-11
chloroform	9.69E-08	4.94E-08	4.79E-15
dichloromethane	1.03E-08	1.45E-07	1.49E-15
ethane	4.60E-04	2.64E-07	1.21E-10
ethanol	6.81E-06	8.34E-07	5.68E-12
ethyl acetate	2.71E-04	4.60E-07	1.25E-10
ethyl benzene	6.93E-06	1.53E-06	1.06E-11
formic acid	8.17E-08	6.89E-08	5.63E-15
hexane	1.74E-04	1.02E-06	1.77E-10
isobutanol	6.97E-11	8.09E-07	5.64E-17
isoprene	9.66E-10	2.38E-06	2.30E-15
isopropanol	1.44E-06	2.98E-07	4.29E-13
methanol	5.81E-05	2.81E-07	1.63E-11
Methyl acetate	3.38E-12	1.02E-07	3.45E-19
methyl ethyl ketone	2.71E-04	8.09E-07	2.19E-10
methyl formate	3.36E-11	7.15E-08	2.40E-18
m-xylene	2.85E-07	2.38E-06	6.78E-13
n-butane	3.09E-04	1.36E-06	4.20E-10

n-butyl-acetate	1.28E-06	5.19E-07	6.64E-13
NM VOC	3.62E-01	1.28E-06	4.63E-07
n-propanol	9.52E-10	1.19E-06	1.13E-15
o-xylene	6.70E-11	2.30E-06	1.54E-16
PM10	7.31E-01	3.75E-04	2.74E-04
PM2.5	2.79E+00	7.00E-04	1.95E-03
propane	3.75E-04	3.83E-07	1.44E-10
propene	5.55E-05	2.38E-06	1.32E-10
propionic acid	1.02E-06	3.23E-07	3.29E-13
toluene	6.11E-05	1.36E-06	8.31E-11
VOC	4.84E-03	6.46E-07	3.13E-09
xylene	1.01E-04	2.21E-06	2.23E-10
ammonia	1.05E-02	8.50E-05	8.93E-07
nitric oxide	8.09E+00	8.87E-05	7.18E-04
dimethylamine	7.25E-10	3.74E-07	2.71E-16
nitrogen dioxide	1.36E-01	8.87E-05	1.21E-05
sulfur dioxide	9.94E+00	5.46E-05	5.43E-04
methane	7.64E+00	1.28E-08	9.78E-08
sulfur oxides	2.13E-02	5.46E-05	1.16E-06
nitrate	1.42E-05	1.37E-04	1.95E-09
TSP	3.36E+00	1.10E-04	3.69E-04
ammonia nitrogen	4.80E-06	8.50E-05	4.08E-10
TOTAL			3.87E-03

2. 人类健康——致癌物质影响

排放物（排放位置）	排放量（kg）	破坏因子 （DALYs/kg）	量化值 （DALYs）
1,2-dichloroethane（air）	5.76E-06	2.98E-05	1.72E-10
2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p-dioxin（air）	3.25E-11	1.79E+02	5.82E-09
2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p-dioxin（land）	1.07E-11	7.06E+00	7.55E-11
acetaldehyde（air）	5.81E-06	2.16E-07	1.25E-12
acetaldehyde（water）	9.87E-06	9.23E-07	9.11E-12

benzene (air)	6.77E-05	2.50E-06	1.69E-10
benzene (water)	1.12E-04	4.12E-06	4.61E-10
benzene (land)	9.49E-05	1.33E-05	1.26E-09
benzopyrene (air)	5.45E-07	3.98E-03	2.17E-09
benzopyrene (land)	2.11E-09	2.06E-03	4.35E-12
chloroform (air)	2.12E-09	2.63E-05	5.58E-14
chloroform (water)	2.05E-09	2.60E-05	5.33E-14
chloroform (land)	9.48E-08	4.12E-06	3.91E-13
chromium VI (air)	7.10E-06	1.75E+00	1.24E-05
chromium VI (water)	8.11E-04	3.43E-01	2.78E-04
chromium VI (land)	4.82E-06	2.71E-01	1.31E-06
dichloromethane(air)	6.28E-09	4.36E-07	2.74E-15
dichloromethane(water)	7.21E-06	4.97E-07	3.58E-12
dichloromethane(land)	4.03E-09	5.99E-06	2.41E-14
ethylene oxide(air)	1.53E-08	1.83E-04	2.80E-12
ethylene oxide(water)	3.52E-08	1.39E-04	4.89E-12
ethylene oxide(land)	3.45E-07	2.38E-03	8.21E-10
formaldehyde(air)	1.16E-05	9.91E-07	1.15E-11
formaldehyde(water)	2.72E-06	4.97E-06	1.35E-11
formaldehyde(land)	1.77E-05	1.83E-06	3.24E-11
hexachlorobenzene(air)	2.41E-08	8.25E-02	1.99E-09
hexachlorobenzene(land)	6.50E-10	1.47E-01	9.56E-11
pentachlorophenol(air)	6.82E-08	2.29E-02	1.56E-09
polychlorinated biphenyls(air)	4.29E-08	1.97E-03	8.45E-11
propylene oxide(water)	4.43E-05	1.74E-05	7.71E-10
propylene oxide(air)	1.84E-05	1.17E-05	2.15E-10
styrene(air)	4.39E-07	2.44E-08	1.07E-14
vinyl chloride(air)	4.57E-09	2.09E-07	9.55E-16
vinyl chloride(water)	1.29E-08	2.84E-07	3.66E-15
vinyl chloride(land)	2.90E-06	7.67E-07	2.22E-12
cadmium(air)	4.36E-05	1.35E-01	5.88E-06

cadmium(water)	6.18E-04	7.12E-02	4.40E-05
cadmium(land)	5.13E-10	3.98E-03	2.04E-12
chromium(air)	2.66E-04	1.75E+00	4.66E-04
chromium(water)	1.62E-11	3.43E-01	5.56E-12
chromium(land)	1.43E-06	2.71E-01	3.87E-07
nickel (air)	2.86E-04	2.35E-02	6.73E-06
nickel (water)	3.38E-03	3.11E-02	1.05E-04
nickel (land)	6.63E-09	3.94E-03	2.61E-11
arsenic (air)	1.35E-04	2.46E-02	3.33E-06
arsenic (water)	1.07E-03	6.57E-02	7.01E-05
arsenic (land)	1.14E-07	1.32E-02	1.50E-09
TOTAL			9.93E-04

3. 人类健康——气候变化影响

排放物	排放量 (kg)	破坏因子 (DALYs/kg)	量化值 (DALYs)
CFC-11	1.86E-11	2.20E-04	4.09E-15
CFC-113	7.15E-10	6.30E-04	4.50E-13
CFC-12	1.93E-07	1.40E-03	2.70E-10
chloroform	9.69E-08	8.30E-07	8.04E-14
Halon-1301	4.97E-07	-1.71E-03	-8.50E-10
HCFC-22	4.39E-07	2.80E-04	1.23E-10
HFC-134a	7.41E-07	2.70E-04	2.00E-10
HFC-152a	7.51E-09	2.90E-05	2.18E-13
HFC-23	3.64E-09	2.60E-03	9.46E-12
nitric oxide	8.09E+00	6.90E-05	5.58E-04
carbon dioxide	2.74E+03	2.10E-07	5.75E-04
methane	7.64E+00	4.40E-06	3.36E-05
sulfur hexafluoride	2.10E-04	5.30E-03	1.11E-06
nitrous oxide	3.99E-02	6.90E-05	2.75E-06
carbon monoxide	4.82E+01	4.30E-07	2.07E-05
TOTAL			1.19E-03

4. 人类健康——臭氧破坏影响

排放物	排放量 (kg)	破坏因子 (DALYs/kg)	量化值 (DALYs)
CFC-11	1.86E-11	1.05E-03	1.95E-14
CFC-113	7.15E-10	9.48E-04	6.78E-13
CFC-114	1.93E-06	8.95E-04	1.73E-09
CFC-12	1.93E-07	8.63E-04	1.67E-10
Halon-1211	9.01E-08	5.37E-03	4.84E-10
Halon-1301	4.97E-07	1.26E-02	6.26E-09
HCFC-22	4.39E-07	4.21E-05	1.85E-11
TOTAL			8.66E-09

5 生态系统——酸化和富营养化影响

排放物	排放量 (kg)	破坏因子 (PDF.m ² .yr/kg)	量化值 (PDF.m ² .yr)
ammonia	1.05E-02	1.56E+01	1.64E-01
nitric oxide	8.09E+00	5.71E+00	4.62E+01
nitrogen dioxide	1.36E-01	5.71E+00	7.77E-01
sulfur dioxide	9.94E+00	1.04E+00	1.03E+01
sulfur oxides	2.13E-02	1.04E+00	2.22E-02
nitrate	1.42E-05	8.79E+00	1.25E-04
ammonia nitrogen	4.80E-06	1.56E+01	7.49E-05
TOTAL			5.75E+01

6 生态系统——土地性质变化

土地性质	变化值 (m ²)	破坏因子 (PDF.m ² .yr/m ²)	量化值 (PDF.m ² .yr)
Transformation			
industrial area/traffic area	4.28E-02	2.52E+01	1.08E+00
arable	1.30E-01	3.44E+01	4.46E+00
water bodies/ meadow	5.83E-02	3.40E+01	1.98E+00

urban	5.93E-07	3.45E+01	2.05E-05
Occupation			
industrial	4.97E-01	8.40E-01	4.17E-01
area/traffic area			
arable/urban	3.59E-02	1.15E+00	4.13E-02
water bodies/ meadow	7.52E-01	1.13E+00	8.50E-01
BAPV(1kW _p)	-7.40E+00	1.15E+00	-8.51E+00
TOTAL			9.30E-01

7 生态系统——毒性物质影响

排放物（排放位置）	排放量 (kg)	破坏因子 (PDF.m ² .yr/kg) (PAF 转成 PDF)	量化值 (PDF.m ² .yr)
2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (air)	3.25E-11	1.32E+05	4.29E-06
2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (land)	1.07E-11	2.09E+05	2.24E-06
atrazine (land.agr)	1.22E-10	1.49E-01	1.82E-11
bentazone (land.agr)	6.44E-08	1.66E-02	1.07E-09
benzene (water)	1.12E-04	4.80E-02	5.38E-06
benzene (land)	9.49E-05	4.97E-01	4.72E-05
benzo(a)pyrene(air)	5.45E-07	1.42E+02	7.74E-05
benzo(a)pyrene(land)	2.11E-09	7.25E-03	1.53E-11
chromium VI(air)	7.10E-06	4.13E+03	2.93E-02
chromium VI(water)	8.11E-04	6.87E+01	5.57E-02
chromium VI(land)	4.82E-06	4.24E+03	2.04E-02
hexachlorobenzene (air)	2.41E-08	3.88E+01	9.35E-07
hexachlorobenzene(land)	6.50E-10	9.96E+01	6.47E-08
metribuzin (land.agr)	3.78E-08	4.91E-02	1.86E-09
pentachlorophenol (air)	6.82E-08	1.33E+01	9.07E-07
polychlorinated biphenyls (air)	4.29E-08	8.07E+01	3.46E-06
thiram (land.agr)	4.16E-11	9.96E-01	4.14E-11
toluene (air)	6.11E-05	2.40E-04	1.47E-08

toluene (water)	6.92E-05	1.73E-01	1.20E-05
cadmium (air)	4.36E-05	9.65E+03	4.21E-01
cadmium (water)	6.18E-04	4.80E+02	2.97E-01
cadmium (land)	5.13E-10	9.94E+03	5.10E-06
cadmium (land.agr)	1.80E-08	3.01E+01	5.42E-07
chromium (air)	2.66E-04	4.13E+03	1.10E+00
chromium (water)	1.62E-11	6.87E+01	1.11E-09
chromium (land)	1.43E-06	4.24E+03	6.06E-03
mercury (air)	3.82E-06	8.29E+02	3.17E-03
mercury (water)	6.18E-06	1.97E+02	1.22E-03
nickel (air)	2.86E-04	7.10E+03	2.03E+00
nickel (water)	3.38E-03	1.43E+02	4.83E-01
nickel (land)	6.63E-09	7.32E+03	4.85E-05
lead (air)	8.04E-03	2.54E+03	2.04E+01
lead (water)	6.26E-04	7.39E+00	4.63E-03
lead (land)	2.11E-08	1.29E+01	2.72E-07
arsenic (air)	1.35E-04	5.92E+02	7.99E-02
arsenic (water)	1.07E-03	1.14E+01	1.22E-02
arsenic (land)	1.14E-07	6.10E+02	6.95E-05
copper (air)	4.42E-04	1.46E+03	6.45E-01
copper (water)	6.55E-03	1.47E+02	9.63E-01
copper (land)	3.17E-06	1.50E+03	4.76E-03
zinc (air)	2.92E-04	2.89E+03	8.44E-01
zinc (water)	3.33E-02	1.63E+01	5.43E-01
zinc (land)	5.72E-06	2.98E+03	1.70E-02
TOTAL			2.80E+01

8 资源消耗

消耗物	消耗量 (kg)	破坏因子 (kgFe eq/kg)	量化值 (kgFe eq)
water	9.83E+03	7.62E-03	7.49E+01
wood/fores	1.89E+00	5.40E+02	6.63E+00
iron ore	1.09E+01	1.00E+00	1.09E+01
copper ore	3.06E+01	1.58E+03	4.82E+04

aluminum	8.02E+01	1.77E+01	1.42E+03
glass-making siliceous-rock	4.62E+01	2.31E+0	1.07E+03
TOTAL			5.08E+04

9 能源消耗

消耗物	消耗量 (kgce eq)	能质系数	量化值 (kgce eq)
coal	1.17E+03	3.50E-01	4.08E+02
fossil oil	4.62E+01	4.60E-01	2.12E+01
thermal gas	5.82E+01	7.00E-02	4.07E+00
	3.37E+01	5.20E-01	1.75E+01
TOTAL			4.51E+02

发表论文和科研情况说明

1. 发表的论文:

- [1] 梁佳, 高辉, 张海涛, 技术制约、利弊权衡——浅析建筑光伏系统生产制造阶段生命周期清单分析及能量回收期评价, 建筑新技术 6, 北京: 中国建工出版社, 2012。
- [2] 梁佳, 高辉, 张海涛, 张娅莎, 模块化建造体系新特点——以 SDE2010 竞赛的小型住宅建筑为例, 新建筑, 2012 (04)。
- [3] 梁佳, 高辉, 张海涛, 寓旧创新, 开合有度——SDE2010 佛罗里达队竞赛作品解析, 建筑新技术 6, 北京: 中国建工出版社, 2012。

2. 参加科研

2008.9~2010.9 “太阳能十项全能 2010” 国际建筑竞赛 (Solar Decathlon Europe 2010), 天津大学参赛团队单项负责人。

致 谢

论文即将完成之际，心中颇多感慨。漫漫长路背后有太多太多的爱的身影。

首先要深深感谢我的导师高辉老师，论文能够顺利完成离不开导师的悉心指导，您严谨的态度和对学问一丝不苟的精神在科研道路上给了我鞭策和鼓励。您是值得尊敬的好老师，您对科研认真负责的精神将是我今后的工作生活中学习的榜样。

建筑学院的王立雄教授、杨崑副教授在论文框架和表述，论文数据的来源和整理方式等方面给了我许多宝贵意见和有益的帮助，在此表示衷心的感谢。

王婷、郭娟利、房涛、张娅莎、陈铖、杨向群、宋佳音等等许多师兄姐妹们，在我身边给我支持和鼓励，感谢你们！

感谢胡润青老师，刁周玮同学，及王琦、金海、刘镭、贾义强等工程师在论文写作和数据收集方面给予我的帮助。

感谢我的爱人张海涛，你的支持和鼓励陪伴我所有艰苦的日子，你在身边总能够使我感到安心；还有我的父母亲人，无论何时都给我最深的祝福和关切。我无以为报，以后会尽我所能让你们能更加开心和幸福！

研究生这些年，经历过 SDE 项目中艰辛奋斗的过程、科研路上的迷茫和顿悟、生活状态的不断变化——曾经经历的、感受的每个瞬间都是值得怀念的记忆，同时也带给我满怀期许的未来。最后向所有帮助过关心过我的人再道一声谢谢！永远记得我们并肩奋斗的日子！