

内 容 提 要

本书由师昌绪院士、李恒德院士、周廉院士主编,组织十余位院士、数百位专家共同完成,是我国第一部规模巨大、全面系统介绍材料科学与工程技术的大型工具书。

全书按照材料科学与工程的研究方法,对材料的成分-加工/合成-结构-性质-使用效能进行论述,介绍了各种不同材料的性能、制造方法、工艺应用、研究成果和最新进展,代表了当前材料科学与工程应用的发展水平。编写人员均为我国材料科学领域的科学家、专家、教授、学者、工程技术人员,所以本书具有综合性、知识性、科学性、先进性、权威性和适用性,它的出版使我国材料科学界完成了一项基础建设工作。

全书分上、下两卷,共13篇。上卷包括:第1篇基础篇,第2篇制备和加工篇,第3篇组织结构篇,第4篇性能与测试篇,第5篇使用行为篇,第6篇金属材料篇;下卷包括:第7篇无机非金属材料篇,第8篇高分子材料篇,第9篇复合材料篇,第10篇半导体材料篇,第11篇特种功能材料篇,第12篇生物医用材料篇,第13篇生态环境材料篇。书后有中英文索引,以方便读者查阅。

本书适用于从事材料科学与工程的科技人员,使用材料的技术人员、设计人员、管理人员及各行业与材料有关的人员阅读,也可供大专院校材料专业师生参考。

第 13 篇 生态环境材料篇

编委会、撰稿人和审稿人名单

编委会主任 王天民

编委会副主任 翁 端

委 员 (按姓氏笔画排序)

丁培道 王天民 杜予民 吴人洁 肖定全 金志浩 聂祚仁
徐金城 翁 端 詹茂盛

撰 稿 人 (按姓氏笔画排序)

丁培道 王天民 王洪涛 乔冠军 杜予民 吴人洁 肖定全
狄向华 陈华鹏 金志浩 聂祚仁 徐金城 翁 端 詹茂盛

审 稿 人 (按姓氏笔画排序)

王天民 王洪涛 乔冠军 刘江龙 张俐娜 聂祚仁 徐金城
翁 端

目 录

13.1 导论	13-4	13.5.1 无机非金属材料与环境	13-34
13.1.1 资源、环境和材料的关系	13-4	13.5.2 无机非金属材料的生态化改造	13-35
13.1.2 材料的可持续发展	13-6	13.5.3 无机非金属材料零排放与零废弃 制备科学技术	13-36
13.1.3 生态环境材料的概念	13-7	13.5.4 典型陶瓷生态环境材料	13-39
参考文献	13-10	13.5.5 生态建材	13-41
13.2 材料的环境协调性评价	13-11	参考文献	13-43
13.2.1 生命周期评价方法的起源与发展	13-11	13.6 有机高分子材料生态设计与再生利用	13-44
13.2.2 生命周期评价的概念和方法学框架	13-11	13.6.1 概述	13-44
13.2.3 生命周期评价目的与范围的确定	13-12	13.6.2 有机高分子材料生态设计原则	13-44
13.2.4 生命周期清单分析	13-12	13.6.3 有机高分子材料零排放和再生利用技术	13-46
13.2.5 生命周期影响评价	13-13	13.6.4 三种典型高分子材料的最佳再生利用 方法	13-47
13.2.6 生命周期解释	13-14	13.6.5 可降解高分子材料	13-48
13.2.7 生命周期评价分析与计算模型	13-14	13.6.6 长寿命高分子材料	13-51
13.2.8 生命周期评价数据库与生命周期 评价评估软件	13-16	参考文献	13-51
13.2.9 与生命周期评价相关的研究	13-16	13.7 复合材料	13-52
13.2.10 材料的寿命全程评价方法	13-17	13.7.1 前言	13-52
13.2.11 生命周期评价方法的主要问题 及其发展前景	13-18	13.7.2 聚合物基复合材料的再生与回收	13-52
参考文献	13-19	13.7.3 金属基复合材料的再生与回收	13-54
13.3 材料的生态设计	13-21	13.7.4 固体废弃物复合材料	13-55
13.3.1 概述	13-21	13.7.5 可自然降解复合材料	13-55
13.3.2 指导性思想	13-21	参考文献	13-56
13.3.3 基本设计原则	13-22	13.8 可再生资源高分子材料	13-57
13.3.4 分析方法	13-22	13.8.1 概论	13-57
13.3.5 材料的环境协调性研究	13-23	13.8.2 纤维素	13-58
参考文献	13-25	13.8.3 甲壳素	13-60
13.4 金属类生态环境材料	13-26	13.8.4 淀粉及其衍生物	13-62
13.4.1 概述	13-26	13.8.5 工业蛋白塑料	13-64
13.4.2 金属材料的环境协调技术	13-26	参考文献	13-65
13.4.3 金属类生态环境材料	13-29	13.9 环境工程材料	13-66
13.4.4 金属材料的再生利用	13-31	13.9.1 环境净化材料	13-66
13.4.5 提高金属材料环境协调性综论	13-33	13.9.2 环境修复材料	13-72
参考文献	13-33	13.9.3 环境替代材料	13-73
13.5 无机非金属类生态环境材料	13-34	参考文献	13-75

13.1 导 论

前面各篇系统地介绍了多种新材料及其应用,使我们进一步深刻地认识到材料作为社会经济发展的物质基础和先导,对推动人类文明和社会进步所起的重要作用。随着社会的进步和科学技术的发展,高质量、高性能的新材料更是日新月异层出不穷。然而,面对资源紧缺、环境问题日益严重的当今世界,如何实现社会和经济可持续发展的问题已成为全球共同关注的大事。那么材料及其产业如何实现可持续发展?材料与资源、环境的关系如何?这是全体材料科学工作者应该关心和解决的重大课题。在全面客观地审视和评价材料及其产业的基础上,探求材料产业可持续发展的健康之路是每个材料科学工作者义不容辞的责任。

长期以来,人们总是单纯地追求材料的高性能、高产量以及高附加值,破坏性地向地球索取,而往往忽略了材料在提取、制备、生产、使用直至废弃的全过程对地球的资源与环境造成的影响和后果。各种统计表明,从资源、能源消耗的比重和造成环境污染的根源分析,材料产业是造成能源短缺、资源过度消耗乃至枯竭和环境污染的主要责任者之一。正是在对传统的材料制备思想与方法深刻反思的基础上,20世纪90年代初日本学者山本良一率先提出了生态环境材料(ecomaterials)的概念。认为生态环境材料应是先进性、环境协调性和舒适性融为一体的新型材料。在此基础上,经过我国众多学者长时间地讨论,初步达成如下共识,即“生态环境材料应是同时具有满意的使用性能和优良的环境协调性或者能够改善环境的材料。所谓环境协调性是指资源和能源消耗少,环境污染小和循环再利用率高”。这里既包括按生态环境材料的基本思想和设计原则开发的新材料,也包括对传统材料的生态化改造,即在材料环境协调性评价(life cycle assessment, LCA)的基础上,通过对材料制造工艺的不断调整和改造,逐渐实现传统材料的生态环境材料化。显然,生态环境材料是与原有的材料相比较而产生、相比较而发展的新型材料,其判断和认知往往是相对的、动态的和不断发展的。它是人类充分考虑材料在其整个生命周期中对生态环境影响的基础上,在生态设计(ecodesign)思想和原则的指导下,采用革新的高低环境负荷工艺(或者说绿色制造工艺)开发出来的具有资源和环境意识的新材料。因此,生态环境材料符合人与自然和谐发展的基本要求,是人与自然协调发展的理性选择,也是材料产业可持续发展的必由之路。它不仅是源头治理或减轻环境污染的实体材料,而且应当是新时代材料研制与生产的发展方向。生态环境材料的研究与开发是多学科的复杂的系统工程,随着人们对生态环境和资源问题认识的不断深化,相关学科相互交叉、相互渗透,以及科学技术的不断发展,将会使材料及其制备过程出现革命性的变化,并以崭新的面貌出现在本世纪。

面向21世纪,我们必须认真对待资源、能源和环境问题,寻求材料可持续发展的有效途径。只有政府、企业、研究者和消费者在资源与环境等方面的通力合作,才能推动生态环境材料研究持续深入的开展。在推进生态环境材料的研究与开发的过程中,加强材料工作者的环境意识,普及全民的环境意识教育是十分重要的。随着全民环境意识的增强和国际上环境标识、绿色采购的逐步强化与推广,生态环境材料和环境协调性产品必将得到广泛的应用和发展。

13.1.1 资源、环境和材料的关系

材料的生产、使用和废弃过程(即材料的寿命周期)涉

及以下一系列过程:矿物的采掘、冶炼和合成、材料的制造、加工、使用、废弃等。在这些过程中由于消耗了资源、能源并向环境排放了废弃物,造成了资源的消耗和生态环境的损害。这种情况可以简单的概括为图13.1-1。

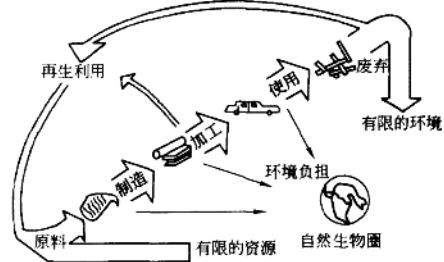


图 13.1-1 材料的寿命周期与资源、环境的关系

对资源的消耗可以概括为以下几方面。

- 能源的消耗
- 矿物资源的消耗
- 生物资源的消耗
- 水资源的消耗

对生态环境的损害可以概括为如下几个方面。

- 向大气环境排放的有害物质,如大气污染物的排出;具有温室效应气体的排出;破坏大气臭氧层物质的排出;酸性气体物质的排出等。
- 向水域排放的有害物质,如危害人体和生物体健康物质的排出;影响生态环境物质的排出等。
- 向土壤排放的有害物质,如污染土壤物质的排出;恶化土质物质的排出;危害生物链物质的排出等。
- 其他损害环境物质的排放,如固体废物物的排放;恶臭物质的排放;噪声、振动、电磁波的产生等。

(1) 资源问题 随着高新技术的发展和世界范围内人们物质文化水平的提高,无论是机电产品还是人们的日常用品,都越来越追求高性能化和高附加值化。伴随而来的是这些产品和材料的大量生产、大量消费和大量废弃。例如1900~1950年50年间世界金属总产量仅为40亿吨左右,而20世纪末世界金属年产量就达6.5亿吨之多。随着资源被大量用于生产和消费,被废弃资源数量也在急剧地增加。仅以日本一个国家为例,每年淘汰废弃的汽车就有500万辆,各种轮胎8900万件,5类主要家电产品(电视机、冰箱、洗衣机等)1500万台,废纸2700万吨,建筑废料7400万吨,各种生活垃圾4300万吨。而且这种资源、能源的浪费还在以很大的速度逐年递增。现在很多发展中国家正在相继进入经济高速增长期,对资源、能源的消费将会进一步剧增,由此造成的资源、能源的短缺将会日益严重。预期到2070年,全球将会出现金属资源的枯竭,到21世纪末,将会出现石油、天然气等化石燃料的枯竭(图13.1-2)。

引起资源枯竭的原因,除大量开采,无限度使用外,资源的回收利用率低是另一重要原因。仅以生产量和消费量很大的汽车、家电等几类产品为例,除了消费大量的钢铁、铜、铝等金属材料外,还使用了镍、铬、钨、钼等几十种稀有金属。大量产品废弃后,这些稀有金属不能回收,由此造成的稀有金属资源的浪费十分惊人。从地球化学观点看,这

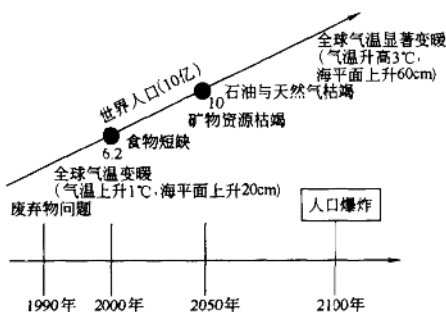


图 13.1-2 人类面临的资源和环境问题

些金属多属枯竭性矿产资源（表 13.1-1），要想大量获取，就不得不采用低品位矿石。这从经济发展的和环境保护的角度来看，都是十分不利的。

表 13.1-1 某些重要金属的全球储量

金属	储量 / $\times 10^5 t$	年消耗增长率 /%	可开采时间 /a
Fe	1	1.3	109
Al	1.17	5.1	36
Co	308	3.4	24
Zn	123	2.5	18
Mo	5.4	4.0	36
Ag	0.2	1.5	14
Cr	775	2.0	112
U	4.9	10.6	44
Ti	147	2.7	51

从资源角度来看，我国在世界上无疑是一个资源大国。资源总量大、种类齐全、数量丰富，不少资源在世界名列前茅。例如，我国国土面积居世界第三，河川径流量居世界第六，水能资源世界第一。矿产资源中煤炭资源也居世界第一。在全世界已利用的 160 多种矿藏资源中，我国有 148 种已探明储量。其中稀土、石墨、钨、锑、铋、铌、钽、重晶石、硫铁矿等 20 多种矿产资源的储量也居世界前列。

我国钢铁、水泥、玻璃等原材料的产量居世界第一。但由于人口基数大，使得人均占有量远低于世界平均水平，资源与人口的矛盾非常突出。我国自然资源的地域分布也非常不平衡，影响了资源利用与生产力的匹配。另外，我国自然资源的质量差别较大，低劣资源比例较高。特别是目前我国正处在经济发展的高潮中，对非再生资源的需求趋于负荷的极限，引起了严重的资源短缺问题。

单就矿产资源而言，到 2020 年，对 15 种主要矿产资源的需求量将比 2000 年增长 1 倍以上，届时只有煤炭、稀土矿和磷等资源能够满足需求，其他矿藏从已探明的储量看，均不能满足需求，有的资源则已无矿可采了。

目前我国资源的主要矛盾表现在资源供给不能满足经济发展的需要。一方面，我国的经济规模已居世界前列，发展速度令人瞩目，对资源的需求已达到前所未有的程度；另一方面，现有资源利用效率不高，资源浪费严重。高投入、低效率、高污染的问题，在我国资源的开发利用中仍然存在。我国单位产品的能耗、资源消耗比先进工业国家高很多（表 13.1-2）。我国平均能效率为 33%，而先进工业国家则超过 50%。我国矿产资源平均利用率为 40%~50%，钢材利用率为 60%，木材利用率为 40%~50%。加上资源的再生利用率低，社会最终产品只是原料投入的 30%，大部分原

料变成了废弃物。既浪费了宝贵的资源，又污染了环境。造成这种状况的主要原因是生产技术落后。我国材料工业中先进设备只占 20%~30%，其余仍为老旧设备。这是造成材料工业高能耗、高材耗、大量排放污染物的直接原因。

表 13.1-2 几种材料的能耗比较

材 料	能耗/(t 标准煤/t 产品)		比 值
	中 国	先进工业国家	
钢材	1.64	1.00	1.64
水泥	0.201	0.113	1.78
纸	1.20	0.59	2.04
玻璃	0.046/(标准煤/箱)	0.02	2.30
电解铝	14916/(kW·h·t ⁻¹)	12956	1.15

(2) 环境问题 除了资源枯竭这一严重问题外，现代工业发展造成的环境问题也异常严峻。现代工业大量使用化学物质，燃烧煤、石油和天然气，释放出大量 CO_2 、 NO_x 、 SO_2 等有害气体。如全球每年因燃烧煤等化石燃料排放的 CO_2 就达 200 亿吨以上，由此造成的温室效应正在引起全球性的气候变化。预测到 2090 年全球平均气温将上升 3℃，海平面将因此上升 60cm，届时各国大面积的沿海发达地区大部分将被淹没。再加上人口无节制地增长，可能近在本世纪中叶，地球生态环境就不得不迎接一场重大危机，面临全球变暖、大气臭氧层破坏、酸雨、森林破坏、荒漠化等全球性环境问题的挑战。

上述严峻的资源、环境问题不单是发达工业国家的问题，也是包括我国在内的诸多发展中国家的问题。中国是世界上人口最多的国家，目前正值经济高速发展时期。大量乡镇、个体企业的兴起，一方面推动了经济的起飞，为众多农村剩余劳动力提供了就业机会，但另一方面，这些企业相对落后的生产方式和生产工艺又难免造成严重的环境污染。而大量小煤窑、小矿开野蛮的急功近利式的开采方式，又极大地破坏了本不很丰富的地下资源。此外，森林破坏、耕地扩大、过度放牧导致土地荒漠化的问题也十分严重。如果不广泛地建立环境意识，则到本世纪中叶，中国面临的环境问题将更加突出。

① 工业固体废物。2000 年全国工业固体废物产生总量为 8.2 亿吨，其中县及县以上工业产生工业固体废物 6.7 亿吨，乡镇工业的产生量为 1.5 亿吨。工业固体废物排放量为 3186 万吨，其中乡镇工业的排放量为 2146 万吨，占排放总量的 67.3%。危险废物产生量为 830 万吨，其中县及县以上工业产生量为 796 万吨，占产生总量的 95.9%。

2000 年全国工业（含县及县以上工业和重点乡镇工业）工业固体废物综合利用率为 45.9%。

② 工业废水。2000 年，全国工业和城市生活废水排放总量为 415 亿吨，其中工业废水排放量 194 亿吨，城市生活污水排放量 221 亿吨。废水中化学需氧量（COD）排放总量 1445 万吨，其中工业废水中 COD 排放量 705 万吨，生活污水中 COD 排放量 740 万吨。大量废水排入江河湖泊，造成水质严重污染。如中国七大重点流域（辽河、海河、淮河、黄河、松花江、珠江和长江）地表水有机污染普遍，各流域干流有 57.7% 的断面满足 III 类水质要求，21.6% 的断面为 IV 类水质，6.9% 的断面属 V 类水质，13.8% 的断面属劣 V 类水质。主要湖泊富营养化问题突出。全国多数城市地下水受到一定程度的污染，局部地区地下水部分水质指标超标，主要有矿化度、总硬度、硝酸盐、亚硝酸盐、氨氮、铁、锰、氯化物、硫酸盐、氟化物、pH 值等。在污染程度上，北方城市重于南方城市，尤以华北地区污染较突出。

③ 气体污染物。2000 年，全国废气中二氧化硫排放总

量1995万吨,其中工业来源的排放量1612万吨,生活来源的排放量383万吨;烟尘排放总量1165万吨,其中工业烟尘排放量953万吨,生活烟尘排放量212万吨;工业粉尘排放量1092万吨。

中国城市空气质量恶化的趋势有所减缓,部分城市空气质量有所改善,但整体污染水平仍较严重。总悬浮颗粒物(TSP)或可吸入颗粒物(PM₁₀)是影响城市空气质量的主要污染物,总悬浮颗粒物(TSP)或可吸入颗粒物(PM₁₀)年均值超过国家二级标准限值的城市占统计城市的61.6%。20.7%的城市二氧化硫浓度年均值超过国家二级标准限值,部分地区二氧化硫污染较重。少数大城市氮氧化物浓度较高,人口集中、机动车较多的特大型城市氮氧化物污染相对较高。

酸雨区范围和频率保持稳定,酸雨区面积约占国土面积的30%。青藏高原以东的广大地区及四川盆地,华中、华南、西南及华东地区仍是酸雨污染严重的区域。表13.1-3列出了1993~2000年全国工业废弃物排放量的变化情况。

表 13.1-3 全国工业废弃物排放量

项 目	1993 年	2000 年	增长率/%
工业固体废弃物数量/ $\times 10^8$ t	6.17	8.2	32.9
工业废气排放量/ $\times 10^8$ m ³	109604	—	—
燃料燃烧产生的废气/ $\times 10^8$ m ³	75401	—	—
水泥厂排放的CO ₂ / $\times 10^4$ t	24500	—	—
工业SO ₂ 排放量/ $\times 10^4$ t	1795	1995.1	11.1
工业烟尘排放量/ $\times 10^4$ t	1416	1165.4	-17.7
全国废水排放量/ $\times 10^8$ t	355.6	415	16.7
工业废水排放量/ $\times 10^8$ t	219.3	194	-11.5

④ 其他环境问题。塑料包装材料、农用塑料薄膜、农药等造成生态环境恶化也相当严重。1997年我国共生产各种塑料制品617万吨,其中农用塑料覆盖膜50~100万吨。土壤中积累的大量废弃农膜残余物会引起土壤退化、家畜误食致病致死等严重后果。据北京、黑龙江等9省市调查结果,农膜废弃后大约1/3~1/2残留在土壤表层中,累计效应可使农作物减产10%。我国农业每年使用化肥约34万吨,农药近20万吨。大量使用化肥的结果,一方面造成土壤板结、肥力下降、透水性变差,另一方面大量硝酸盐、磷酸盐随雨水进入湖泊和地下水系,使其富营养化。我国许多湖泊如滇池、太湖、巢湖、东湖严重富营养化。过量和不正确使用农药的结果是严重地破坏了生态环境平衡。如过去广泛使用的有机氯化物农药不能降解,可通过食物链进入人体,危害人类健康。现在仍在使用的有机磷农药虽可降解,但大量残留物仍然留在土壤中,危害农业生态平衡。

CFCs(氟氯烃)是破坏臭氧层的主要物质,同时也是强温室效应气体。臭氧层减薄会增强地面紫外线辐射强度,破坏人体免疫力,影响水生动物繁殖和地球生态平衡,并且能增加暴雨等突发性灾害的威胁。CFCs、四氯化碳等7种主要危害臭氧层的物质至今还未完全停止使用。

13.1.2 材料的可持续发展

(1) 物流及其基本理论 物流的概念。从材料的生产、使用角度看,典型的物流的过程示意图见图13.1-3。从采矿开始,包括生产加工、储运、销售、使用直至废弃,每个环节都向环境排放出大量的废弃物。以钢铁材料为例,经过采选、储运、炼铁等过程,最后平均8t矿石可炼成1t钢。再经过轧制、车、钳、刨、铣等金属加工,最后得到约700kg的金属制品。这些金属制品按质量计算,能被有效使用的不到500kg。即使这些被有效使用的金属制品,

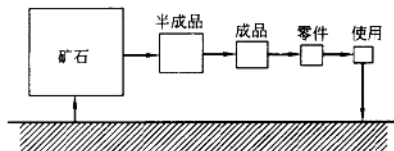


图 13.1-3 典型材料生产、使用、废弃过程示意图

也有一定的服役寿命,最后都被废弃而排放进入环境,由环境来承担吸收、消纳和分解的任务。

物质流(mass flow)又称材料流(materials flow),也称物质链(substance chain)。物流理论是指用数学物理方法对在工业生产过程中按照一定的生产工艺所投入的原材料的流动方向和数量大小的一种定量分析理论。物流理论是一种方法学,主要用于研究、评价工业生产过程中所投入的原材料的资源效率,找出提高资源效率的途径。因此,物流理论是研究资源效率的一种有效工具。

环境污染,在很大程度上是因为在工业生产过程中所投入的原材料不能变成有效产品,而作为副产物排放到环境中,形成环境过量承载的一种现象。通过对工业生产的工艺过程进行物流分析,找出污染物排放的原因,通过技术措施,提高资源效率,从源头开始控制工业污染,是实现工业可持续发展的关键。

自20世纪90年代中期国际上流行物流分析理论以来,各国的资源效率专家都开展了详细认真的研究,将物流理论用于工业过程的案例分析,以提高资源效率。目前,有关物流理论研究,国内外已取得较大的进展。

下面对几种有代表性的物流理论作一简介。

a. 4倍因子理论。4倍因子理论(theory of factor 4)是德国 Von Weizsaecker 教授于20世纪90年代初首先提出来的。

按1995年的数据,占全世界总人口20%的富人,每年消耗全世界82.7%的能源和资源。而其他80%的人每年消耗的能源和资源仅占世界总消耗量的17.3%。为了既保持已有的高质量的生活,又努力消除贫富之间的差异,Weizsaecker 根据计算得出,若能采取技术措施,将现有的资源和能源效率提高4倍,就有可能达到上述的目标。这就是4倍因子理论提出的依据。因此,最初建立的4倍因子理论主要是针对消除社会的贫富悬殊,实现各国间健康、平等发展的一种技术目标。

经过努力和发展,Weizsaecker 将4倍因子理论科学化了。1995年,其专著《4倍因子:半份消耗,倍数产出》出版以后,使该理论有了明确的科学含义。其意思是指在经济活动和生产过程中,通过采取各种技术措施,将能源消耗、资源消耗降低一半,同时将生产效率提高一倍。由此,在同样能源消耗和资源消耗的水平上,得到了4倍的产出。

4倍因子理论的提出,得到了世界上许多政治家、经济学家、社会学家、生态学家、环境科学家以及许多其他学者的赞同。4倍因子理论对有效利用资源、改善生态环境、实现社会和经济的可持续发展具有战略性的意义,也为我国改善生产效率和减少环境污染提供了一条可行的道路。即从资源效率角度减少原材料消耗、增加产品的有效产出,从环境保护角度减少了污染物的排放,治标又治本。

b. 10倍因子理论。10倍因子理论(theory of factor 10)是由德国 Schmidt-Bleek 于1994年率先提出的。与4倍因子理论类似,10倍因子理论的核心是,必须继续减小全球的物质流量,在一代人之内将资源效率提高10倍,才能使发达国家保持现有的生活质量,逐步缩小国与国之间的贫富差

距,且可以让子孙后代能够在这个星球继续生存。他认为,通过采取技术措施,在二三十年内若能将现有的资源和能源效率提高10倍,达到上述目标是有可能的。

10倍因子的概念与环境保护是直接相关的。Schmidt-Bleek教授用一个方程式将环境影响、人口和一个国家的国内生产总值关联起来,见式(13.1-1)。他推测,到2050年,地球上的人口将在现在的基数上增加1倍,即 P 等于2;同时,世界各国的国内生产总值(GDP)届时将增长3~6倍,取平均值为5,则二者之积为10。由此,对环境的影响将增加10倍。为了保持现有的生态环境水平,我们必须通过提高资源效率来平衡和补偿对环境的破坏。因此,我们必须将资源效率和能源效率提高10倍,才有可能真正实现社会、经济的可持续发展。

$$I = P \times \frac{\text{GDP}}{P} \times \frac{I}{\text{GDP}} \quad (13.1-1)$$

式中, I 表示环境影响; P 表示人口;GDP表示国内生产总值。

在提出10倍因子理论的同时,Schmidt-Bleek教授于1994年在法国创建了国际F-10俱乐部,旨在推行10倍因子理论和实践。1997年,F-10俱乐部向全世界发表了著名的致政府和产业领袖的1997卡诺勒斯宣言,明确提出了在一代人之内,将资源和能源的生产效率提高10倍的目标以及实现这个目标应采取的技术措施。宣言指出,进入经济活动的所有物质或迟或早都要被消耗或排放进入环境,到头来是环保费用的持续增长。因此,要降低环保费用,首先需要降低和减少物质从自然界(即环境)流入经济活动圈的进入量,从而减少污染物排放量。通过减少污染物的处理量,最后使环保投资费用降低。

Schmidt-Bleek于1994年还出版了一本书,名为《人类需要多大的世界》。在这本书中,他提出了一个单位服务的材料消耗(materials input per service, MIPS)的概念,即单位服务的材料消耗。对物质流理论,提出了一个具体的评价指标,由此来定量计算资源效率。

自MIPS概念提出以来,联合国环境发展委员会、欧盟、美国、德国、日本等发达国家每年投入巨资开展物质流理论研究。通过提高资源效率,减少污染物排放量,许多国家已要求对所有工业过程都应进行物质流分析,进一步控制环境污染。其中,包括对二氧化碳排放引起的全球温室效应问题也要进行物质流分析。

针对生态环境日益恶化、资源短缺对全球经济的影响等一系列问题,10倍因子理论指出了资源效率对经济增长和保护环境的关键作用以及提高资源效率的政策、组织管理和技术措施等。与此相应,欧洲许多城市竞相开展有关节约能源、减少资源消耗的生态农业、生态工业产品研究,在推行资源效率方面进行了有益的尝试。

(2)最大限度地提高资源和能源的利用效率——极值理论 极值理论是针对投入和产出的效率问题而提出的,意指对一定的原材料投入,有效产品的产出率越高,废弃物产生量就越小。从环境保护的角度看,就是要求得最大的产出率和最小的废物排放率。用数学方程式来表示,即式(13.1-2)

$$I = (P_1 + P_2 + \dots) + (W_1 + W_2 + \dots) = \Sigma P + \Sigma W \quad (13.1-2)$$

式中, I 表示物质总投入量; P_1, P_2 表示有用产品产出量; W_1, W_2 表示废物产出量。

$$\text{若定义} \quad R = P/I \quad (13.1-3)$$

$$\text{与} \quad O = W/I \quad (13.1-4)$$

式中, R 表示资源效率,即有用产品产出量除以物质总投入量; O 表示废物产出率,即废物产出量除以物质总投入量。

在式(13.1-3)和式(13.1-4)中,求 $\partial P/\partial I$ 极大值,即 $R_{\max} = (\partial P/\partial I)_{\max}$,则可获得最大资源效率。同时,求 $\partial W/\partial I$ 极小值,即 $O_{\min} = (\partial W/\partial I)_{\min}$,则可获得最小废物产出率。

通过物质流分析,可以了解物质和能源的走向。对最初和最终的物质总量进行极值分析,可以使该经济活动的资源效率、环境污染状况一目了然。因此,极值理论将资源和环境之间的关系进一步简单化、定量化。而在应用极值理论时,对过程的物质流分析就必不可少。

(3) 材料的环境协调性 (environmentally conscious)

目前材料和产品的生产、使用和废弃的过程可以说是一种将资源大量提取出来再大量排放回到环境中去的恶性循环的过程。为了摆脱这种恶性循环,将材料和产品的开发转换到以再生循环利用为基础的良好循环上去,就需要首先确定一种能够准确评价这种转换度的方法。即必须明确什么是材料的环境协调性和如何评价材料的环境协调性。材料和产品在制造、使用和加工的全过程中给环境增加了负担。这种负担既包括有害产物(排放物)直接产生危害的情况,也包括像 CO_2 那样通过累计效应间接破坏生态环境的情况,还包括可再生和不可再生资源的供给情况。因此,确定一种恰当的环境协调性评价体系,对于最大限度地减少材料和产品的环境负担,最大限度地增加其再资源化比率至关重要。由此可知,材料的环境协调性至少应包括以下要素:净化环境、防止污染、有毒有害物质替代、可再生利用、废弃物较少、再资源化、长寿命、可分解、省能、省资源等。

关于环境协调性评价体系,有人建议从产品耗费的资源,以及产品在制造阶段、实用阶段、废弃、回收和再生利用阶段对环境的影响两方面来进行评价。评价项目包括以下几方面。

① 资源耗费(包括成本、寿命、所耗资源在地球上的储藏量等);这里寿命指可分解物质到分解完了所需的时间。

② 制造过程对环境的污染情况、能耗。

③ 实用阶段产品对环境的污染程度,使用替代产品的可能性,产品的耐用性等。

④ 废弃、回收、再生利用阶段带来的环境污染和能耗(包括废弃后的社会危害性、资源再生利用的难易程度、易拆卸性、可分解性等)。

这个评价体系可以参照图13.1-1说明。其中环境负担大体可以分为如下4类。

① 对人类、生物的直接危害性。

② 增加人类的生活环境压力。

③ 对可再生资源循环体系的破坏。

④ 不可再生资源的大量浪费。

这一评价体系包含了较多的参数,如资源的种类和蕴藏量(可再生与不可再生资源、丰藏资源与枯竭性资源)、材料与产品的耐用性、材料和产品废弃后拆卸的难易程度、自然分解为无害产物的可能性等。执行起来有一定难度,因此在评估过程中往往采用简化模型以实现可操作性(详见第2章)。

13.1.3 生态环境材料的概念

(1) 生态环境材料的概念 材料是人类赖以生活和生产的物质基础。新材料的不断出现和应用是人类文明的重要标志之一。随着科学技术的发展,高质量、高性能的新材料不断出现。但是对于质量和性能的片面追求,伴随着材料的提取、制备、生产制造、使用和废弃过程消耗了大量的资源、能源,并排放出大量的废气、废水和废渣。各种统计数据表明材料及制品制造、使用及废弃过程是造成能源短缺、资源过度消耗、枯竭及环境污染的主要原因之一。这就对材料

科学家提出一个新的课题：必须认真对待资源、能源和环境问题，寻求材料工业的可持续发展的途径。虽然早在20世纪60~70年代，科学家就开始注意到人类和资源、环境之间的关系，并且开始大量研究与包装材料有关的能耗和废弃物问题，但生态环境材料概念的出现却迟至20世纪90年代。如前所述，20世纪90年代初，日本东京大学的山本良一教授首次提出了*ecomaterials*（生态环境材料的英文名称，为*environmental conscious materials*或*ecological materials*缩写而成）概念。从此开辟了这一全新研究领域的新篇章。经过十多年的发展，这一领域已经出现了许多优秀的研究成果。

按系统科学的观点来分析材料，材料系统在材料的寿命周期中是一个不断与外界环境作用的过程。材料系统在生产、制造阶段不断地从自然环境中获取能源和资源，依靠社会环境中掌握科学技术的人类，在一定的法律、法规约束下，制造出符合人类要求的材料。材料系统依靠自身的性能为人类创造了高度的物质文明和精神文明（这是材料系统对社会环境的输出）。在材料整个寿命周期中，材料系统和自然环境进行着复杂的相互作用，然而长期以来人们对它的认识却不够全面。材料在生产、制造、使用、废弃整个寿命周期中是一个从自然界大量攫取资源和能源，向自然界大量排放废物、废气、废水和有毒有害物质的过程。而且两者之间还存在着相互作用和影响，例如钢铁的腐蚀就是典型的例子。但是过去考虑较多的是环境对材料的影响，而对于材料对环境的影响考虑较少。按照我国著名科学家钱学森关于系统的定义，一个系统必然从属于更大的系统，材料系统从属于人类社会这个系统。我们注意到，材料系统的外部环境自然环境和社会环境之间也存在着相互作用，而且两者之间的相互作用，往往是借助于材料系统来实现的。生态环境材料的概念正是在系统科学的基础上，充分考虑人类、社会和自然三者相互关系相互作用的前提下提出的。

生态环境材料的概念还很不完善，有许多东西值得探讨。经过几年的讨论，我国在这一领域的学者对生态环境材料的概念达成共识。基本定义如下：“生态环境材料应是同时具有满意的使用性能和优良的环境协调性或者能够改善环境的材料。所谓环境协调性是指资源和能源消耗少，环境污染小和循环再利用率高。”

经典的材料科学体系是建立在追求材料性能的单指标体系的基础上。由于生态环境材料是建立在兼顾性能和环境协调性的双指标体系上，符合社会可持续发展的需要，生态环境材料必然是21世纪材料科学的发展方向之一。例如，日本的山本良一教授就认为，21世纪的先进材料都应该是在生态设计（*ecodesign*）思想和原则指导下采用生态化的生产工艺制造出来的材料，或者说都应该是生态环境材料化的材料，否则就不会被人们和社会所接受。其构成要素包含以下内容：

- ① 减少人均材料流量，减少材料集约化程度；
- ② 减少寿命周期中的环境负荷，使用生态化的生产工艺；
- ③ 开发天然能源，使用储量丰富的矿物和天然材料；
- ④ 避免使用有害物质，使用“清洁”材料；
- ⑤ 使用长寿命材料，强化再生利用，强化生物降解性；
- ⑥ 修复环境，强调生态效率（性能-环境负荷比）。

这一看法与国内学者对生态环境材料的共识基本相同。

（2）材料的生态化改造 材料的生态化改造，是将传统的材料设计方法与LCA方法相结合，从环境协调性的角度对材料设计提出指导和建议，并采用低环境负荷工艺对传统材料进行改造的过程。概括地讲，其目的在于减少材料在制备和使用过程中的资源和能源消耗，改善再生循环特性，减

少或消除污染，提高材料或产品的性能和使用寿命等等，即改善材料的环境协调性。

如上所述，目前这种大量生产、大量消费和大量废弃的材料生产方式，是引起地球生态环境恶化和资源枯竭的原因之一。因此，为了人类社会的可持续发展，人类不得不改变以往的生产方式，在减少废弃物排放的同时，还要减少对矿石等原生资源的依赖性，将产品、材料的生产逐渐转移到以利用再生循环材料为主的基础上。一般而言，由废旧回收物资生产出的再生材料，由于混入较多的杂质，其性能通常低于由矿石等原生资源生产出来的新材料。由再生材料制成的产品，其性能也会低于由新材料制成的产品。因此，研究材料在再生循环过程中的性能演变，开发去除材料中有害杂质的技术和使之无害化的技术，就是摆在材料科学工作者面前的重要任务。而基于这些研究基础上的材料和产品的生态设计，就成为保证工业甚至人类社会可持续发展的重要前提之一。

推进资源再生循环利用的工作应从如下两个不同的角度进行。

- ① 建立和发展循环型社会和经济体系；
- ② 尽量减少自然资源采掘量并持续提供高性能的再生循环材料。

第一点属于社会学的研究领域，而第二点属于材料学的研究领域。迄今为止材料科学工作者一直致力于研究和开发出强度、韧性更高，更适合在严酷环境条件下使用的高性能材料，结果导致开发出使用合金元素种类越来越多、组成越来越复杂的各种材料，而在材料的研制和开发过程中基本上忽略了节约资源、材料再生循环利用和环境保护等问题。片面追求高性能和高附加值的设计思想，导致了目前这种大量生产、大量使用和大量废弃的生产方式。而从可持续发展的角度出发，要求产品设计要放在尽量减少新材料的使用数量、尽量增加再生循环材料使用数量的基础上，并同时满足产品的高性能和使用要求。为了实现这种新的材料和产品的设计理念，除了研究材料在再生循环过程中的性能演变机理及其影响因素，研究材料再生循环过程中去除有害杂质的技术和使杂质无害化的技术之外，还要研究组元数少、组成简单、通过控制工艺过程使性能可在大范围内变化的通用性合金和材料。此外，材料中有毒有害元素、枯竭性元素的替代等也都是材料生态化改造首先关注的研究开发课题之一。重要的是在材料的设计和制备过程中引入环境性能的思考。

（3）生态环境材料与可持续发展 由前述各节可知，材料产业不仅是矿产资源的主要消耗者，而且是能源的主要消耗者和污染环境的主要责任者之一。因此，要使目前材料的生产和消费由“大量生产、大量消费、大量废弃”的模式摆脱出来，走可持续发展的道路，就要大力推行生态环境材料的研制与开发。而在此之前，首先必须实现观念上的转变。

① 树立正确的资源意识。认识自然资源的有限性，制止过分消耗，加强资源保护和提高资源的效率。

② 树立正确的环境意识。认识生态环境承载能力的有限性，控制环境污染，加强环境保护。

③ 资源消耗既和环境保护互为正比增长，又因资源利用的多样化而使环境污染和治理复杂化。

由前述生态环境材料的概念可知，所谓生态环境材料，实质上是赋予传统结构材料、功能材料以特别优异的环境协调性的材料，并非仅指新开发的新型材料。实际上，任何一种材料只要经过改造达到节约资源并与环境协调共存的要求，就应视为环境协调性材料。这种概念有助于调动广大材料工作者的积极性，鼓励和支持他们结合本职工作，对量大面广的材料产品进行生产技术改造，实现节能、降耗和治理污染的目的。同时，要大力提倡和鼓励开发新型材料，取代

那些资源、能源消耗高、污染严重的传统材料。

材料工业和其他工业一样,要实现可持续发展,其中主要的思路是把使用后的材料的再资源化作为重要的环节,纳入到企业的管理体制中去。要把二次资源(废弃后再生的材料)作为重要的甚至主要的资源来利用。从材料的设计阶段就要考虑到材料废弃后再生循环的问题,实现材料的可再生循环设计。使用新工艺,降低生产过程中的能耗和减少污染物的排放,并对污染进行综合治理。建立废弃材料的回收网络和处理工厂,使其再资源化。只有这样,才是完全意义上的生态环境材料,材料工业才会真正走上可持续发展道路。

(4) 生态环境材料的研究及发展趋势

① LCA 研究进展。从 LCA 提出到现在的 10 多年间, LCA 的研究取得了巨大的进展。在 LCA 的理论研究中,由国际标准化组织制定的环境管理国际标准 (ISO14000 系列) 中的 LCA 相关研究是最有影响的研究计划,体现了世界范围内 LCA 研究的共识。

其中有关 LCA 的基本原则较早就已经确立下来,近几年也没有大的改变 (ISO14040), 编目分析的标准也已基本成型 (ISO14041), 这两个标准都已经公布了国际标准草案 DIS。近年对环境影响评估 (impact assessment) 的研究很多,提出了许多的方案与模型,也存在许多争论和分歧,但基本上都包含了分类 (classification)、表征 (characterization) 和评价 (valuation) 这三个环节,而对评估解释 (interpretation) 还需进一步的研究。

目前 LCA 方法仍处于发展阶段, LCA 的实施方案仍有待完善。在找到一个更实用、更有效、更普遍,并能为大家共同接受的 LCA 实施方案之前, LCA 研究者将仍然以 LCA 标准和基本框架为指南,根据自己的理解和经验,结合具体产品系统的特点进行 LCA 的研究与应用。

除了对 LCA 理论的研究之外,以特定产品为对象的 LCA 应用研究也非常普遍,尤其是编目分析研究和相关的数据收集。但由于环境影响评估理论上的不足,总的来说,现阶段还没有普遍适用的完整的 LCA 实施标准,也没有一个能够被普遍接受的实施方案或指标体系。这方面还需要进一步地研究。

此外,还有大量的相关研究尽管没有使用 LCA 这样的名称,但也涉及产品的寿命周期概念和 LCA 评估方法,从广义上讲也应该被视为 LCA 研究的一个部分。

由于 LCA 评估中需要处理大量的数据,借助于计算机可以更好地完成 LCA 评估。近年来已经开发出数十个用于 LCA、LCI 的计算机软件,以及用于环境管理系统 (EMS) 的管理软件,其中最著名的例如 SimaPro 4.0、GaBi 3.0 和 KCL-ECO 3.0 等。它们支持用户管理大量的数据,为产品系统建立模型,能够进行不同类型的计算,并帮助生成评估报告。但评估质量仍取决于用户。大多数 LCA 评估软件的功能都符合 ISO14040 对 LCA 方法的定义。

② 生态设计 (环境协调性设计, Ecodesign)。Ecodesign 是 LCA 方法应用到工业产品设计过程中产生的新概念,其实质是在产品设计过程中加入对产品环境影响的考虑,而不是像传统的设计方法一样只考虑产品的质量、性能和成本等因素。从方法上看, Ecodesign 是将传统的产品设计方法与 LCA 方法相结合,从环境协调性的角度对产品设计提出指标和建议。

在设计阶段就考虑到产品的环境影响很重要,因为随着产品设计和生产过程的进行,防止污染的机会越来越小,而治理污染的代价越来越大。事实上,产品的环境污染大多数在产品的设计时就已经决定了。所以 Ecodesign 是从根本上解决环境问题的一个关键。

从汽车到家用电器,从建筑到生活日用品, Ecodesign

已经被广泛地应用到工业设计中,并得出了如下一些普遍的设计准则。

a. 设计产品意味着设计一个对环境安全的产品寿命周期,所以设计者应该了解在产品的整个寿命周期中所消耗的资源和能源,以及对环境造成的负面影响。

b. 对产品环境影响的理解应该建立在 LCA 分析的基础之上,才能得到安全可靠的结论。例如,通常人们认为使用天然材料比使用人工材料更有利于环境,但实际上这并不是绝对的。从 LCA 的观点来看,功能相同的产品系统才具有可比性。所以首先需要衡量完成同样功能的不同材料的使用量,还要考虑不同材料需要的预处理和废弃处理过程,这样才能得出完整和正确的结论。

c. 增加产品的使用寿命是减少环境污染的重要途径。除了将产品设计得更耐用之外,通过更换部件使产品升级的方法也能达到减少污染的目的。另外从调查中发现,有时消费者会因为厌倦而抛弃能够正常使用的产品,所以将产品设计得更富有吸引力也有利于延长产品的使用寿命。

d. 减少能源的使用对保护环境有直接的效果,因为使用能源不仅意味着资源的消耗,也意味着大量污染的产生。例如,产生 $10\text{kW}\cdot\text{h}$ 的电能需燃烧 2kg 的燃油,对于在产品寿命周期中会消耗大量电能的产品而言,通常大部分的环境负担都是由使用能源引起的。

e. 材料的选择对产品的环境负荷影响很大。在保证产品性能和质量的前提下,减少材料的用量不仅能降低产品成本,也有利于降低环境负荷。

f. 为了使产品的回收和循环利用成为可能,在产品的设计时应做特殊的考虑,例如,产品结构应便于拆解,尽量使用单一及易回收的材料等。另外,在产品中主动使用回收材料也是一个非常重要的措施。

针对材料的生态设计的范例有:

金属材料中的通用合金、简单合金、无铅钎焊合金等;有机聚合物的可再生循环设计 (聚合物合金);有机复合材料的可再生循环设计 (液晶聚合物)。

针对产品的生态设计的范例有:

产品的模块化设计 (计算机、打印机、复印机等 IT 产品);汽车的轻量化设计等。

进一步开发了计算机软件来进行计算机辅助产品可再生循环设计。

③ 生物降解塑料。目前,全世界完全生物降解塑料年产量为 150 万吨,是指非光降解型的,即能够在土壤或水中进行完全生物降解,对环境不产生任何污染的一类塑料,并非是淀粉填充性的半生物降解型的。国际上已有数家公司处于发展和商业化产品阶段,它们的产品包括:聚乙烯醇、丙烯酸共聚物、聚乳酸、微生物聚酯、热塑性淀粉、聚环氧乙烷共混物、聚己内酯。据报道,这些材料可以在传统设备上非常容易地进行加工,产品性能和现有塑料具有可比性,最终产品可在土壤或水中完全生物降解。

④ 环境替代材料。目前研究开发的环境替代材料有发泡塑料替代材料、氟氯烃化合物替代材料、石棉替代材料等。发泡塑料替代材料可用于制造各种一次性餐具,家电产品的包装材料和缓冲包装物,代替目前广泛使用的塑料及泡沫塑料包装材料及制品,较好地解决了石油资源短缺和“白色污染”等问题。目前研究和开发的氟氯烃化合物替代材料有两大类,一类是过渡性替代材料,另一类是永久性替代材料。过渡性替代材料主要有氟代烃类化合物 (HCFC)、丙烷、异丁烷等,永久性替代材料目前开发出来的有环戊烷、HFC_{134a} 等。

目前开发的石棉替代材料有好几种,如用含石墨和无机纤维的材料制作汽车刹车垫,用硅酸铝、硅酸锆陶瓷纤维

制作隔热垫或其他保温绝热材料,用芳族聚酰胺纤维替代石棉纤维制作高温防护服等。

⑤ 环境净化材料和环境修复材料。研究和开发的环境净化材料主要有大气污染控制材料、水污染控制材料和其他污染控制材料等。环境修复材料可用于修复已破坏的环境。常见的环境修复材料有固沙植被材料、二氧化碳固化材料、臭氧层修复材料等。

参考文献

- 1 王天民. 生态环境材料. 天津: 天津大学出版社, 2000
- 2 翁端. 环境材料学. 北京: 清华大学出版社, 2001
- 3 山本良一. 环境材料(日). 王天民译. 北京: 化学工业出版社, 1997
- 4 王天民, 徐金城, 左铁镭. 环境材料的概念和我国开展环境材料研究的必要性和紧迫性. 兰州大学学报(自然科学版), 1996(32): 10~16
- 5 山本良一. エコデザイン(生态设计). 东京: ダイアモンド社, 1999
- 6 Shi Changxu. In: Chinese Materials Research Society (C-MRS). Proceedings of the International Ecomaterials Conference. Xi'an; 1995
- 7 左铁镭. 材料产业可持续发展与环境保护. 兰州大学学报(自然科学版), 1996, (32): 1~9
- 8 王天民. 生态环境材料的哲学基础. 材料导报, 2001, 15(10): 6~8
- 9 王天民, 徐金城, 左铁镭. 我国环境材料研究的现状. 兰州大学学报(自然科学版), 1996, (32): 102~109
- 10 国家统计局编. 中国统计年鉴(2000). 北京: 中国统计出版社, 2000
- 11 中国环境年鉴编辑委员会编. 中国环境年鉴(2000). 北京: 中国环境科学出版社, 2000
- 12 Wang Wenxing, Ye Ruqiu. In: Chinese Materials Research Society (C-MRS). Proceedings of the International Ecomaterials Conference. Xi'an; 1995
- 13 国家环保总局. 2000年中国环境状况公报. 国家环保总局网站 <http://www.sepa.gov.cn/index3.htm>
- 14 Ryoichi Yamamoto. International workshop on Ecomaterials. Tokyo, Japan; 2002. Tokyo: National Institute for Materials Science
- 15 Kohmei Halada. International workshop on Ecomaterials. Tokyo, Japan; 2002. Tokyo: National Institute for Materials Science

撰稿人 徐金城 王天民
审稿人 翁端

13.2 材料的环境协调性评价

在生态环境材料研究中,一个首要的问题是:什么样的材料才称得上是生态环境材料。这涉及如何评价材料的环境协调性,即环境表现或环境性能,并由此产生了材料的环境协调性评价研究。目前通常采用生命周期评价(life cycle assessment, LCA)的基本概念、原则和方法对材料或产品进行环境行为评估。应用于材料的生命周期评价通常称为MLCA(materials LCA)。

13.2.1 生命周期评价方法的起源与发展

单就生命周期评价(LCA)方法而言,已有30多年的研究发展历史,最早可追溯到20世纪60年代。当时人类已经意识到资源和能源的有限,从保护原材料和能源的角度出发,以各种方法计算资源和能源的供应和消耗情况,例如美国能源署就开展了数项诸如“燃料循环”(fuel cycle)之类的研究。这些方法在着重能源特征分析的同时,也对环境排放情况进行了有限的评估。所有这些研究对环境协调性评价(LCA)方法,尤其是生命周期编目分析(life cycle inventory analysis)方法的发展,起到了最初的推动作用。

将LCA思想首先用于资源、能源和环境影响综合评价的是美国可口可乐公司(Coca-Cola Company)。1959年,该公司考虑是否应该自行生产饮料罐,并对包装生产方面的大量问题进行了研究,将所有的原材料消耗、能源消耗和污染物排放情况都进行量化。这种正式的分析方案便是LCA方法的起源和基础。在此之后,美国和欧洲各国其他公司也开展了多项以包装纸、包装盒等包装材料和容器为中心的产品评价。同期,在日本也开展了类似的研究与应用。1975年,东京野村研究所为日本利乐公司进行了首次包装材料LCA评价研究,这份长达243页的题为《对纸盒牛奶包装的评价》的研究报告通过各种不同的销售方案对纸盒与玻璃瓶进行了比较。

进入20世纪90年代,由于环境问题渗透到国际政治、经济、贸易和文化各个领域,LCA得到显著发展,其中国际环境毒理学和化学学会(SETAC)和ISO组织起着举足轻重的作用。

SETAC是第一个认识到LCA潜在价值的国际组织。在90年代早期,SETAC就成立了一个LCA顾问组,专门负责LCA方法论和应用方面的工作。1990年8月在美国佛蒙特(Vermont)召开的SETAC研讨会中,与会者就LCA的概念和理论框架取得了广泛的一致,并确定使用life cycle assessment(LCA)这个术语,从而统一了国际上的LCA研究。SETAC发表了大量具有重要指导意义的文献,如“生命周期评价技术框架”等。1993年SETAC出版《LCA指南:实践准则》(Guidelines for Life-cycle Assessment: A “Code of practice”),取得了国际标准化组织(ISO)和欧洲标准化委员会(CEN)的共识,为生态环境材料的研究和材料环境协调性评估的规范化提供了重要的依据,对LCA方法的发展、完善及应用作出了巨大贡献。

国际标准化组织ISO于1993年6月正式成立了“环境管理标准技术委员会”,即TC-207,负责环境管理工具及体系的国际标准化工作,而其中SC5分委员会则专门负责LCA标准的制定。TC-207在ISO14000系列标准中为LCA预留了10个标准号,即ISO14040-ISO14049,包括ISO14040(原则和框架)、ISO14041(编目分析)、ISO14042(影响分析)、ISO14043(结果解析)和ISO14048(LCA评价指标格式)等,将成为

ISO14000系列标准中产品评价标准的核心和确定环境标志和产品环境标准的基础。

1996年,国际上正式出版了有关LCA评价的专业刊物《International Journal of Life Cycle Assessment》,表明环境协调性评价研究在国际上已占有很重要的位置。

在中国,LCA研究起步较早,发展也非常迅速,已成为学术界关注的焦点和研究热点。在政府的引导和支持下,国内大量研究人员围绕LCA方法开展了卓有成效的研究工作,包括生命周期清单分析中的分配方法、环境影响类型分配体系、中国环境影响特征因子和权重因子的确定等等。1999年,国家质量技术监督局发布等同于国际标准ISO14040的《环境管理——生命周期评价——原则与框架》中国国家标准(GB/T 24040),2000年发布《环境管理——生命周期评价——目的与范围的确定和清单分析》国家标准(GB/T 24041),等同于国际标准ISO14041。

13.2.2 生命周期评价的概念和方法学框架

(1) LCA的基本概念 生命周期评价(life cycle assessment, LCA)方法,又称为生命周期评价、生命周期评估、寿命周期评价等,已经成为对材料或产品进行环境表现分析的一种重要方法。

其所谓生命周期(life cycle),又称为“生命循环”或寿命周期,是指产品从自然中来再回到自然中去的全部过程,即从“摇篮”到“坟墓”(from cradle to grave)的整个生命周期各阶段的总和,具体包括从自然中获取最初的资源、能源,经过开采、原材料加工、产品生产、包装运输、产品销售、产品使用、再使用以及产品废弃处置等过程,从而构成了一个完整的物质转化的生命周期。

由于LCA方法本身的复杂性和历史承袭的原因以及实施LCA的目的不尽相同,对LCA的概念和方法历来有着不同的理解,甚至在SETAC和ISO的文件中,LCA的定义也在不断地修改和变化。

1993年,在SETAC对LCA的定义中,LCA被描述成这样一种评价方法:通过确定和量化与评估对象相关的能源消耗、物质消耗和废弃物排放,来评估某一产品、过程或事件的环境负荷;定量评价由于这些能源、物质消耗和废弃物排放所造成的环境影响;辨别和评估改善环境(表现)的机会。评价过程应包括该产品、过程或事件的寿命全过程,包括原材料的提取与加工、制造、运输和销售、使用、再使用、维持、循环回收,直到最终的废弃。

在1997年ISO修订的LCA标准(ISO14040)中也给出了LCA和一些相关概念的定义。

LCA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。这里的产品系统是通过物质和能量联系起来的,具有一种或多种特定功能的单元过程的集合。在LCA标准中,“产品”既可以指(一般制造业的)产品系统,也可以指(服务业提供的)服务系统。生命周期是指产品系统中前后衔接的一系列阶段,从原材料的获取或自然资源的生成,直至最终处置。

从SETAC和ISO对LCA定义的阐述可以看到,在LCA发展过程中,其定义不断地得到完善和充实,对定义的描述发生了明显的变化,但基本的思想和方法却都保留和固定了下来。我们可以从LCA的评价对象、方法、应用目的、特点等各个方面去理解LCA的概念、定义,以及该评

价方法的内涵。

(2) LCA 的方法学框架 以往, LCA 方法的实施框架习惯以 1990 年 SETAC 研讨会上确定的三角形模型为基础。该研讨会的一个主要决定是将 LCA 定义为一种分阶段的评价方法, 主要包括生命周期清单分析、生命周期影响评价和环境改善评价。后来, 又添加了一个部分: 目的与范围的确定。这样, LCA 的四个主要实施阶段就包括目的与范围的确定、生命周期清单分析、生命周期影响评价和环境改善评价。如图 13.2-1 所示, 范围界定、数据收集和评价结果的描述都必须与实现预定的目的相一致。

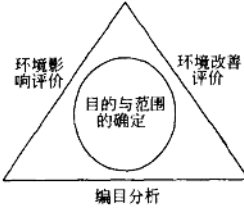


图 13.2-1 SETAC 三角形模型

随着 LCA 方法的进一步发展, 整体技术框架又有了新的表述形式。图 13.2-2 所示为 1997 年 ISO14040 标准定义的技术框架, 包含目的与范围的确定 (goal and scope definition)、清单分析 (inventory analysis)、影响评价 (impact assessment) 和生命周期解释 (life cycle interpretation) 等 4 个组成部分。其中, 目的与范围的确定和清单分析这两个部分发展相对比较完善。

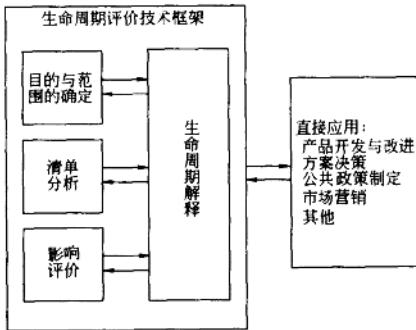


图 13.2-2 LCA 的评估过程及技术框架

13.2.3 生命周期评价目的与范围的确定

在进行 LCA 评估之前, 必须明确地表述评估的目的与范围 (goal and scope definition), 并使之适合于应用意图。这是清单分析、影响评价和生命周期解释所依赖的出发点和立足点。

(1) 研究目的 LCA 研究目的中需明确陈述其应用意图, 开展该项研究的理由以及它的使用对象, 即研究结果的接收者或预期交流对象。

(2) 研究范围 根据为评价所确定的目标, LCA 可能非常综合, 也可能非常粗略。LCA 的范围应该根据需要的既定目标来确定。在确定 LCA 研究范围时, 需考虑下列内容并予以明确描述:

① 产品系统的功能 (如系对比研究, 则为各个系统的功能);

② 功能单位;

③ 所研究的产品系统;

④ 产品系统边界;

⑤ 分配程序;

⑥ 影响类型和影响评价方法学, 以及随后所作的解释;

⑦ 数据要求;

⑧ 假定;

⑨ 局限性;

⑩ 对初始数据的质量要求;

⑪ 鉴定性评审类型 (如果进行这一评审);

⑫ 研究报告的类型与格式。

应妥善规定研究范围, 以保证研究的广度、深度和详尽程度与之相符, 并足以适应所确定的研究目的。LCA 本身是一个反复的过程, 在研究过程中, 可能由于收集到新的信息而要对研究范围加以修正。

13.2.4 生命周期清单分析

研究目的与范围的确定为开展 LCA 研究提供了一个初步计划。生命周期清单分析 (life cycle inventory analysis, LCI) 则涉及到数据的收集和计算程序。

生命周期清单分析阶段中, 有以下几条关键术语和基本内容。

(1) 产品系统 产品系统是由提供一种或多种确定功能的中间产品流联系起来的单元过程的集合。图 13.2-3 为一个产品系统的示例。对产品系统的表述包括单元过程、通过系统边界 (无论是输入或输出的) 的基本流和产品流以及系统内部中间产品的产品流。一个产品系统的基本性质取决于它的功能, 而不能仅从最终产品的角度来表述。

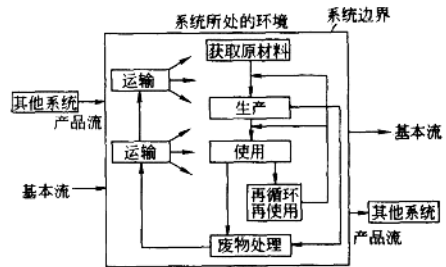


图 13.2-3 生命周期清单分析的产品系统示意图

(2) 单元过程 为更清晰地显示系统内部联系, 寻找环境改善的时机和途径, 通常需要将产品系统分解为一系列相互关联的过程或子系统, 即单元过程。分解的程度取决于前面的目的与范围的确定以及数据的可获得性。单元过程从“上游” (upstream) 过程中得到输入, 并向“下游” (downstream) 过程产生输出。单元过程之间通过中间产品流和 (或) 待处理的废物相联系, 与其他产品系统之间通过产品流相联系, 与环境之间通过基本流相联系。

例如, 地下的原油和太阳辐射等属于单元过程的基本流输入。向空气的排放、向水体的排放及辐射等属于单元过程的基本流输出。基本材料、装配组件等属于中间产品流。

将一个产品系统划分为单元过程, 有助于识别产品系统的输入与输出。在许多情况下, 某些输入参与输出产品的构成, 而有些输入 (辅助性输入) 仅用于单元过程的内部而不参与输出产品的构成。作为单元过程活动的结果, 还产生其他输出 [基本流和 (或) 产品]。单元过程边界的确定取决于满足研究目的而建立的模型的详略程度。

由于系统是一个物理系统, 每个单元过程都遵守物质和能量守恒定律。物质和能量平衡可用来验证对单元过程表述的有效性。

单元过程及其相互间的输入、输出关系可以用流程图来表示。在产品的流程 (life cycle) 中, 通常可以又分为主要产品和辅助性产品。

(3) 数据类型 收集到的数据, 无论是通过测量、计算还是估计出来的, 都是用来量化单元过程的输入和输出。数据可归入的主题包括:

① 能量输入, 原材料输入, 辅助性输入, 其他物理输入;

② 产品;

③ 向空气的排放, 向水体的排放, 向土地的排放, 其他环境因素。

在这些主题中, 单个数据类型还必须进一步细化, 以满足研究的需要。例如向空气的排放, 可对具体数据类型分别表明, 如一氧化碳、二氧化碳、硫氧化物、氮氧化物等。

13.2.5 生命周期影响评价

生命周期影响评价 (life cycle impact assessment, LCIA) 是生命周期评价的第三个阶段, 是其中理解和评价产品系统潜在环境影响的大小和重要性的阶段。其目的是评估产品系统的生命周期清单结果, 将 LCIA 结果转化为资源消耗、人类健康影响和生态影响等方面的潜在环境影响, 以便能了解该产品系统影响程度。迄今为止, 生命周期影响评价被认为是 LCA 中技术含量最高、难度最大, 同时也是发展最不完善的一个技术环节。

(1) LCIA 概述

① LCIA 的目标。LCIA 的目标是从环境的角度, 应用与生命周期清单分析 (LCD) 结果相关的影响类别和类别指标来考察产品系统, 也为生命周期解释阶段提供信息。

② LCIA 的主要步骤。根据 ISO14042 的规定, LCIA 阶段的一般程序由几个将 LCI 结果转换为指标结果的强制性步骤组成。此外, 还有指标结果的规格化、群组化或加权以及数据质量分析技术等选择性步骤。LCIA 阶段的步骤如图 13.2-4 所示。

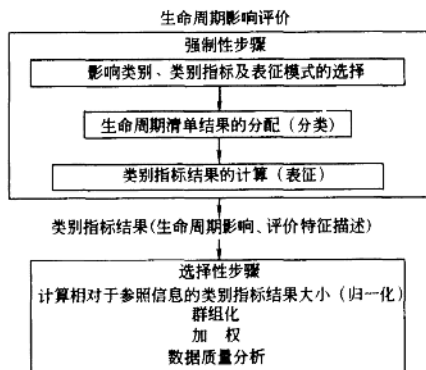


图 13.2-4 生命周期影响评价阶段的主要步骤

(2) 强制性步骤 对于 LCIA 阶段而言, 强制性步骤的结果是不同影响类别指标结果的汇总。

① 影响类别、类别指标及表征模式的选择。该步骤中, 需要辨识与选择环境影响类别、相关类别指标与表征模式、类别终点及与其相关的 LCI 结果。环境影响类别的选择既可以与传统类别相一致, 如温室效应、酸雨、资源消耗等, 也可以由决策者根据实际需要采用代表性的特殊问题来确定影响类别。

② 生命周期清单结果的分配 (分类)。分类是一个将项目条目与环境影响类别相联系并分组排列的过程, 它是一个

定性的、基于自然科学知识的过程。当 LCI 结果分配至环境影响类别时, 与 LCI 结果相关的环境专题就被突出描述。

如果生命周期清单分析项目只对一种环境影响类别起作用, 就可以直接进行负荷分配。但如果环境负荷项目在各个环境影响类别中的作用以比较复杂的作用方式存在, 使用者需要对其进行辨别并设计处理方案, 从而实施 LCIA 分析。

③ 类别指标结果的计算 (表征)。该步骤中, 将利用不同影响类别的指标结果来共同展现产品系统的 LCIA 特征。其计算过程包括将利用表征因子将 LCI 结果换算成通用单位, 并将同一影响类别的换算结果累加, 得到量化的指标结果。

不同编目种类造成同一种环境损害效果的程度不同, 例如二氧化硫和氧化氮都可能引起酸雨, 但同样的量引起的酸雨的浓度并不相同。表征就是对比分析和量化这种程度的过程, 是一个定量的、基本上基于自然科学的过程。

在表征阶段, 编目数据被转化为各个环境影响类别的指标结果。其转化过程在原理上基于用环境问题因果关系体系中包含的环境影响机理来构建影响类别特征模型, 具体内容: 用相关的物理、化学、生物和毒性数据来描述与编目参数相关的潜在影响, 然后将这种信息与分类的编目数据联系起来描述每一影响种类潜在的或实际的影响。

实际应用中主要是建立特征数学模型, 将生命周期清单分析提供的数据和其他辅助数据, 转译成描述影响的叙词。例如编目列表中 CO_2 和 CH_4 的量可转换成全球变暖潜力。

(3) 选择性步骤 为了更进一步地从总体上概括系统对环境的影响, LCIA 阶段还包括标准化、群组化和加权等三个选择性步骤, 其目的在于试图比较和量化不同种类的环境损害。

① 计算基于参照信息的类别指标结果相对值 (归一化)。指标结果标准化的目的在于增加对所研究产品系统中每一项指标结果相对值的了解, 使来自于不同影响目录的影响值具有可比性。该步骤是指以指标结果除以选定的参考值来加以转换。一些该类参考值的范例如:

a. 特定地域范围内总排放量或资源消耗量, 这样的地域范围可能是全球、区域、国家或当地;

b. 特定地域范围内以单位人口或类似量度为基准的总排放量或资源消耗量;

c. 基准方案, 如某特定的替代产品系统。

② 群组化 (grouping)。群组化是将影响类别分配至目标与范围确定中预先定义的一个或多个组合中, 可以包括分组和 (或) 排序。群组化是一个选择性步骤, 有两个可能的程序:

④ 将环境影响类别按照可称谓的基准, 例如按照排放物与资源, 或按照全球、区域及地方的空间尺度等特性, 予以分类;

⑤ 在设定的层级中进行影响类别的排序, 例如高、中及低优先级。

对于分组的方式, SETAC 建议可分为以下四组。

④ 生态健康。如生态系之结构、功能、歧异度等。

⑤ 人类健康。如急性后果 (如意外、曝露和火灾)、慢性后果 (如疾病)。

⑥ 资源耗竭。如可更新资源 (流量)、不可更新资源 (存量)。

④ 社会福利。如环境品质、自然资源生产力的降低等。

③ 加权。加权是使用基于价值选择的数值系数, 将不同的影响类别指标结果进行换算的过程。还可包括加权后指标结果的汇总。权重化是一选择性步骤, 有两个可能的程序:

a. 以选定的权重系数换算指标结果或标准化结果;

b. 尽可能将换算后的跨影响类别指标结果或标准化结果进行汇总。

权重化步骤是基于价值选择而非基于自然科学。

④ 数据质量分析 (data quality analysis)。为了更了解 LCIA 结果的显著性、不确定性与敏感性, 可能需要其他技术与信息, 以利于:

- 协助辨别是否存在显著差异;
- 删除可忽略的 LCI 结果;
- 导引反复的 LCIA 过程。

所需技术的需求与选择, 应视达到 LCA 目的与范围确定所需的准确度与详细程度而定。

13.2.6 生命周期解释

生命周期解释是用影响力评估所得到的结果来回答在目的与范围界定时提出的问题。如果说系统边界设定和生命周期清单分析是 LCA 中比较明确和技术性强的部分, 那么从生命周期影响评价开始到结果解释部分, LCA 分析的主观性成分开始加大, 难度也变大。为了简化分析并得到更为明确的答案, 往往需要在影响力评估完成时根据其结果重新调整目的和范围界定。对影响力评估的结果进行解释可以是多种多样的, 这完全取决于分析的目的。

实际上, 在生命周期解释步骤中, 还包括一个很重要的部分: 环境改善评价。环境改善评价是识别、评价并选择能减少研究系统整个生命周期内能源和物质消耗以及环境释放的机会的过程。这些机会包括改变产品设计、原材料的使用、工艺流程、消费者使用方式及废物管理等。SETAC (1993 年) 建议将环境改善评价分成三个步骤来完成, 即识别改进的可能性、方案选择和可行性评价。直至今日, 环境改善评价的理论和研究方法研究还较少。

13.2.7 生命周期评价分析与计算模型

由于 LCA 方法本身的复杂性和综合性特点, 虽然已经进行了大量的研究, 至今还没有一种能够得到普遍公认的评价方法。本节将介绍目前比较典型的 LCA 分析与计算模型。

(1) LCA 简化模型 为了降低进行 LCA 研究所需要的时间和数据, 节省研究所需要的费用, 人们有时通过对传统的 LCA 进行简化, 或选出系统中认为比较重要的部分进行评价, 或采用定性的方法对各个阶段对环境影响的相对重要性进行比较, LCA 有多种简化形式, 这里仅对有代表性的 AT&T 实验室 Graedel 等人以矩阵形式提出的一种评价方法进行介绍。表 13.2-1 所示为产品环境负荷矩阵。

表 13.2-1 产品环境负荷矩阵

项 目	环境 负 荷				
寿命阶段	资源消耗	能源消耗	固体废物	液体废物	气体废物
原料制备					
产品生产					
包装和运输					
使用					
整修-循环-废弃					

矩阵中的每一个单元根据所研究系统生命周期中每一阶段对资源、能源和废物的消耗和排放情况进行赋值, 取离散的 0-4 之间的整数, 0 表示对环境的影响最高, 4 表示对环境的影响程度最小, 当假设各个环境负荷同样重要时, 总的环境负荷值可以表示为

$$E = \sum_i \sum_j M_{ij} \quad (13.2-1)$$

对上面的矩阵, 也可以根据实际情况, 对各环境负荷赋予不同的权重。通过总的环境负荷值的比较, 可以得出两种产品或工艺的环境性能的优劣; 同时, 也可识别一种产品或过程在生命周期中环境负荷最大的阶段和最突出的环境负荷, 从而提出改善的措施和建议。为了得到比较直观的评价结果, 其结果用靶图的形式表达。Graedel 等人用这种方法对通用公司 20 世纪 50 年代和 90 年代的两种汽车进行了比较。

这种方法优点是所要求的数据少, 花费时间少 (对典型产品来说, 两天就可完成), 但缺点是矩阵中的每一元素都采用相对值的形式表达, 主观性强。

(2) 过程模型和经济投入-产出模型 过程模型 (process model) 是 SETAC 推荐的一种模型, 其出发点是为了对系统进行简化, 根据所研究系统输入或输出的质量、体积或产品价格确定认为比较重要的过程, 将其包括在研究的边界之内。这种方法的缺点是主观性强, 因为进行 LCA 评价的出发点之一就是确定系统中对环境影响最重要的部分, 而首先就对各阶段的重要性进行主观的评定在一定程度上也就违背了 LCA 的初衷。另外, 所研究系统范围可能仅仅包括了最直接的影响, 被排除在外的间接环境影响比所被评价部分造成的影响可能还要大。

为了克服边界的划分问题, Lave 将经济系统中的投入-产出模型 (EIO-LCA model) 引入到了 LCA 的研究中, EIO-LCA 模型的建立和求解要经过两个阶段, 首先根据某产品的需求变化求出所引起的相关产品变化情况 (以货币的形式表达), 然后根据单位产品所产生的环境负荷进行影响分析。

和过程模型相比, EIO-LCA 模型的突出优点在于避免了边界主观性的划分, 从国家整个宏观经济系统出发, 将所研究的系统的间接影响也包括在内, 能够比较全面地反映所研究系统造成的环境影响。另一方面, 由于它采用现有的数据和表格, 并且以固定的程序进行评价, 不但具有透明性的特点, 而且评价速度快, 几个小时就可以完成, 特别适用于产品设计。但 EIO-LCA 模型本身的特点也决定了它的局限性, 主要表现在以下几个方面。

① 数据不全面: 投入-输出表格中的产品不能完全代表实际中的所有产品, 并且分类笼统; 有毒物质生命周期清单分析中的物质种类不全, 并且以质量的单位表示, 不能反映化学毒性的区别, 而且不能体现出技术措施改进的影响。

② 建立在单产品系统结构的基础上, 不能处理实际的多产品系统。

③ 产品价格比例固定、不受现有工艺的生产能力、原料和能源限制的假设并不符合实际情况。

④ 适用于产品的生产过程, 而不能用于产品的使用和废弃阶段。

(3) 决策理论模型 LCA 应用的一个重要方面就是从众多方案中选择环境性能较佳的方案, 这实质上也是一个决策问题。同时, LCA 评价具有多属性、多层次的特征, 一方面就环境性能本身而言, 它涉及温室效应、酸雨等多种影响的评价问题; 另一方面, 还涉及有关技术、经济和环境等多方面的因素, 而且评价中带有许多随机性、模糊性, 因此可以将决策理论用于 LCA 评价过程, 国外 Geldermann 等将多目标决策理论和模糊理论结合对钢铁工业进行了 LCA 评价。层次分析法是多目标决策中结构化比较强的一种方法, 陈仲林、刘顺妮等分别利用层次分析法对电光源和硅酸盐水泥的生命周期进行了评价。该模型通过多目标决策和模糊理论, 能够实现定性和定量问题的结合, 不仅能够解决决策中的权重问题, 而且能在多种方案中选出理想决策方案, 但模糊理论中隶属度在一定程度上要凭经验确定, 带有很大的主

现性,另外,层次分析法也是一种主观赋值法,这些因素在一定程度上都限制了它的推广应用。

(4) 多目标优化模型 优化方法是运筹学中比较成熟的一种方法,它是在一定的限制条件下,使目标函数取得最优值的一种求解方法。传统优化模型建立的目的一般是在一定的限制条件下将资源进行优化配置,以获得最大利润为出发点。对 LCA 研究而言,其目标函数则为环境负荷(编目阶段)或环境影响(分析阶段),限制条件则延伸至从原料提取直至最终产品废弃的整个寿命阶段的所有影响因素。

取决于研究目标,也可以对环境或经济等一个或多个目标函数进行优化,得到优化解,以取得系统性能改善的功效。Azapagic 等提出了基于线性规划的多目标 LCA 模型,用以研究线性或近似为线性的系统,并已将其用于硫酸的生产评价。

多目标优化方法建立在多种环境影响(或经济性能)同时取得优化的理论基础上,所提供的最终结果是各种条件下系统的不同的优化值,这种方法能留给决策者更大的空间,使他们可根据实际情况加以选择和取舍。但在实际过程中,由于所造成的环境影响是多方面的,在具体结果的表达上有一定的困难,因此目前进行的评价大部分局限于少数的主要环境影响或经济性能。

(5) 基于热力学性质的 Ex-LCA 和 Em-LCA 模型 为了客观地表示环境所研究系统的环境性能,近年来提出了运用热力学的性质研究 LCA 的观点,这种观点认为经济系统和生态系统都是自组织系统,都服从于同样的热力学定律,因此,可用同样的热力学框架来分析生态系统。

① Ex-LCA 模型(exergy-based LCA)。根据热力学第二定律,exergy 定义为在给定环境条件下,材料或系统所能做功的最大潜能。系统中不可逆的烟损失不仅可以说明过程效率的降低,而且也可说明因废物产生而对环境造成的影响。因此,可将 exergy 看作能量的做功质量,它的损失代表做功的损失。它可用来表示对环境的影响。

在 Ex-LCA 模型中,将系统的整个生命周期看作一个黑箱,其中的单个阶段(烟消耗阶段)的烟效率不予考虑。生命周期中 exergy 的输入和输出数量之差可作为系统整体 exergy 的损失。总的来说,Ex-LCA 具有以下优点。

a. 识别系统环境性能改善的潜力。采用 exergy 统一表示系统的输入和输出,可以很快得出 exergy 的效率,也就是输出和输入之比越低,环境性能改善的潜力就越大,反之就越小。

b. 作为环境影响的表示,通过对不同系统的 exergy 值的比较,可得出环境性能的优劣。

exergy 的引入为 LCA 定量分析环境影响提供了一条新的思路,但在实际应用中,exergy 值的计算存在着一定的困难,特别是对化学和冶金过程来说,一方面很难得到可靠的废物化学组成信息,另一方面缺乏计算所需要的上百种化学物质的吉布斯自由能,从而影响了最终的计算结果。同时,对资源能否用 exergy 表征,还存在着不同的看法,一种观点认为,在许多矿石中,大部分的 exergy 存在于没有被使用的部分矿石中,exergy 的损失和资源的消耗没有太大的联系。

② Em-LCA 模型(emergy-based LCA)。能值(emergy)是一个新的科学概念和度量标准,由美国著名生态学家 Odum 创立。它表明生产某种产品或提供服务所需要的直接能量和间接能量总和。因为任何形式的能量均来自于太阳能,因此,能值又被称为所包含的太阳能。生态系统的生存和发展取决于它们所能得到的能量、能量转化为有效能的能力以及所赖以生存的周围的环境,生态学家用能值表征生态系统的健康和可持续性。

现有的能值的方法大都忽略废物对环境 and 经济系统的影响,这种假设对生态系统的分析来说影响不大,但对工业分析可能要造成比较大的误差。为与 LCA 相结合,全面的反映系统的环境性能,Bakshi 将生态系统中能量流和能值流的概念扩展到研究经济和生态系统的行为,将和 LCA 结合的能值与一般的 LCA 研究框架相结合就得到了基于能值的 LCA 的模型。如果能够得到各种物质的能值以及经济数据,则可以为 LCA 影响分析中的量化阶段提供一种客观的量化形式,这是基于能值分析的 LCA 的一大显著优点,但能值的计算问题也阻碍着它的实际应用。

(6) 和经济相结合的 LCA 方法 传统 LCA 研究大部分只考虑环境性能的影响,而很少考虑经济性能,但作为一种决策支持工具,决策的经济后果的重要性是显而易见的。近年来,和经济结合的 LCA 日益得到了人们的重视。目前提出的模型可以分为三类,即以系统的经济性能和环境性能作为目标的多目标优化模型,将环境性能用货币形式表达的 LCCA (life cycle cost assessment) 模型,以及由 ABC (activity-based cost) 扩展而得到的 AB-LCA (activity-based LCA) 模型。

① LCCA 模型。LCC (life cycle cost) 考虑整个生命周期内的内部和外部费用,直接费用是和生产组织直接相关的费用(如资金、劳动力、能耗、责任费用等),外部费用则是指和组织不直接相关的费用,如资源枯竭、水体污染、人类健康影响等。在这里,LCC 将系统对环境的影响换算为货币费用的形式,即根据对环境的潜在影响而进行费用评价。生命周期费用=传统的输入费用+传统的输出费用+输入责任费用(liability cost of inputs)+输出责任费用(liability cost of outputs)+环境费用。

由于 LCCA 将环境影响表示为货币的形式,因此,不仅可以将在不同决策所造成的环境影响进行直观比较,而且还可识别和改善不同方案的直接和间接费用。但另一方面,限于人们对物质对环境潜在影响的认知能力,环境费用的计算有一定程度的主观性。

② AB-LCA 模型。AB-LCA 是 Emberg 提出的建立在 ABC (activity-based cost) 基础上的一种评价模型。他认为与其新建一套不成熟的新的系统性能评价体系,不如将成熟的 ABC 和环境管理相结合,把费用管理扩展到环境方面(能耗、废物),建立一种综合的经济-环境评价方法。

区别于 ISO 用对环境影响分类的方式(如酸雨、温室效应等)来表达系统对环境的影响,Emberg 在 AB-LCA 模型中提出了废物指数(waste index, WI)的概念,它表示因废物的排放而对环境平衡所造成的影响并用一级降解函数表示。WI 数值越大,表示对环境的影响越大。

(7) 和专家系统结合的 LCA 方法 LCA 的生命周期影响评价中因具有时空性、滞后性、机理复杂以及影响因素多等特点,仅仅依靠数学模型和数据库这种定量方法已遇到许多难以克服的困难,许多评价必须依靠专家的知识经验和才能解决。因此,为了得到较好的评价结果,Thiel 等人提出将专家系统引入到 LCA 方法中。

专家系统在环境领域的应用处于初级阶段,但它具有信息的存储随着技术的进步和操作条件的改变而容易进行动态更新的特点,因此也就决定了它在根据经验决策方面是一个强有力的工具。

除了以上的几种典型分析方法和计算模型,为了克服 LCA 方法的局限性,一些和 LCA 相结合的有针对性的评价方法相继被提出,如与地理信息系统(GIS)相结合的 LCA 评价方法可以克服传统 LCA 方法缺乏地域性的缺点,而与风险评价(risk assessment)相结合的 LCA 则考虑了突发性事件。

13.2.8 生命周期评价数据库与生命周期评价评估软件

LCA的研究与应用不仅依赖于标准的制定,也依赖于评估数据与结果的积累。在绝大多数的LCA个案研究中,都需要一些基本的生命周期清单分析数据,例如与能源、运输和基础材料相关的编目数据。对于一般的研究小组或中小的企业而言,如果LCA评估总是要从产品寿命周期的原材料开采阶段开始评估的话,其工作量将是非常巨大而难以承受的。所以不断积累评估数据,并将这些数据组织为数据库的形式,在LCA研究中是非常重要的工作。这些数据库的功能在于将生命周期清单所获取的相关数据,如空气污染方面SO₂的排放、水污染方面重金属的排放、臭氧层破坏气体的排放量、温室效应方面CO₂的排放量及化石燃料的消耗等,进行冗长的计算,包括标准化、平均、总计等,再将计算结果换算成对各种环境影响,或针对某种特定环境负荷,为设计或决策人员提供参考。

目前世界上有十多个著名的LCA数据库,由不同的国家、组织或研究机构建立。这些数据库在LCA研究中发挥着重要的作用,例如Boustead(英)、R.F.Weston(美)、Chem Systems(美)、EMPA(瑞士)、PIRA International(英)、Charlimer Industrietechnik(瑞典)、Environmental Conscious Design Support System(美)、Sima Pro(荷兰)等都已经发展至某个程度的实用性。就上述数据库的计算方式而言,可分为面向数据库及面向电子表格两类,其中R.F.Weston就是用Lotus 123及Microsoft Excel的电子表格所架构的;就生命周期评估阶段的完整性而言,可分为生命周期清单数据库及完整生命周期数据库(包含生命周期影响评价)两种。

事实上,大多数国家或组织的LCA研究都经历了从个案研究,到建立数据库这样一个过程。以日本NIRE(National Institute for Resources and Environment)的LCA研究工作为例,在1993~1996年期间NIRE主要集中在家用电器的LCA评估以及基础数据的收集上。从1997年起开始着手建立一个LCA公共数据库系统。

现阶段生命周期评价的限制通常不是计算机计算的难度,而是数据的取得程度以及数据的质量。如何取得产品生命周期数据并验证其可信度,最后将其整合为数据库,便是目前最困难的工作,也是生命周期评价研究方面的一个重要课题。

由于LCA数据具有很强的地域性,几乎各个国家和地区都需要建立自己的LCA数据库。为了便于LCA数据的交流和使用,1995年提出了一种统一的编目数据格式——SPOLD格式,并得到了比较广泛的认同。

SPOLD(Society for Promotion of Life-cycle Assessment Development)原本是一个国际组织,其成员主要来自于工业界,如Ciba、Danfoss、Dow Corning、Electricite de France、Procter & Gamble、Unilever等,其目的是为了促进LCA的发展,使其成为一种安全可靠的企业环境管理工具。从1992年成立以来,SPOLD一直致力于支持LCA的研究,并公布了一系列的研究出版物。

SPOLD最重要的贡献就是提出了LCA编目数据的SPOLD格式。在许多LCA数据库和LCA评估软件中都包含有基础的生命周期清单分析数据。但是,这些数据库和评估软件都使用各自不同的方式存储和显示这些数据,这使得编目数据难于交流和比较。为此,SPOLD进行了一个调查以确定LCA评估中需要的基本编目数据和数据格式,在此基础上设计了编目数据的SPOLD格式,并得到了广泛的认同。

同时SPOLD开发了相应的SPOLD format software,在这个软件中可以用SPOLD'97格式生成、编辑、查看、输入和输出生命周期清单分析数据。这个软件不包含任何计算功能,或者将独立的数据进行汇总的功能。它只能用于存储和显示最终的生命周期清单分析结果。

1999年5月,SPOLD发布了SPOLD'99格式,取代了以前的SPOLD'97格式,并开发了SPOLD format software的更新版本——SPOLD data exchange software。

更为重要的是,SPOLD策划建立了SPOLD数据库网络(SPOLD database network)。这个数据库网络是由世界各地提供的SPOLD格式的编目数据组成的。这些数据按照各自的功能定义(通常按照其对应的产品)组织为数据集,在数据集中包含许多的数据字段,记录了对评估系统的描述、系统的输入输出以及数据的来源和有效性等方面的内容。

世界各地的数据提供者将数据放在各自的文件服务器上时,一小部分的数据集将由SPOLD data exchange software通过Internet传送到SPOLD数据目录中,其余部分的数据仍将驻留在各自的文件服务器中,由数据提供者控制。数据用户可以通过查询SPOLD数据目录,找到需要的数据集,并自动向数据提供者发出数据下载请求。而数据提供者可以用口令的方式限制用户对一个或多个数据集的访问。

SPOLD现在着重于维护和发展SPOLD生命周期清单分析数据格式,以及SPOLD数据库网络,并与相关组织SETAC Europe、ISO TC 207/SC5、CODATA在编目数据质量、数据格式等方面进行合作。有关这种数据格式的定义、相关的软件,以及SPOLD的出版物都可以从SPOLD的网站下载,其网站地址为<http://www.spold.org>。

13.2.9 与生命周期评价相关的研究

(1) 环境管理系列国际标准名称 ISO14000系列国际标准为各种组织提供了一套完整的环境管理工具,用于改善组织的环境表现。应用这些工具可以使组织安全有效地建立一个环境管理系统。在ISO14000系列国际标准中包含了6个子系列的标准,即环境管理体系(EMS)、环境审计(EA)、环境标志(EL)、环境行为评价(EPE)、环境协调性评估(LCA)以及术语和定义。主要标准的具体名称如下。

ISO14001: Environmental Management Systems-Specification With Guidance For Use.

ISO14004: Environmental Management Systems-General Guidelines on Principles, Systems and Supporting Techniques.

ISO14010: Guidelines for Environmental Auditing-General Principles on Environmental Auditing.

ISO14011: Guidelines for Environmental Auditing-Audit Procedures-Auditing of Environmental Management Systems.

ISO14012: Guidelines for Environmental Auditing-Qualification Criteria for Environmental Auditors.

ISO14015: Environmental Site Assessments.

ISO14020: Environmental Labels and Declarations-Basic Principles.

ISO14021: Environmental Labels and Declarations-Self-declaration Environmental Claims-Terms and Definitions.

ISO14024: Environmental Labels and Declarations-Environmental Labeling Type I-Guiding Principles and Procedures.

ISO14025: Environmental Labels and Declarations-Environmental Labeling Type III-Guiding Principles and