科学通报 2008 年 第 53 卷 第 15 期: 1858 ~ 1863
论 文
《中国科学》杂志社
SCIENCE IN CHINA PRESS

中国建筑生命周期环境影响评价的终点破坏模型

谷立静[①], 林波荣[①], 顾道金[②], 朱颖心[①*]

① 清华大学建筑技术科学系, 北京 100084;
② 清华大学建筑节能研究中心, 北京 100084
* 联系人, E-mail: zhuyx@tsinghua.edu.cn

2008-04-16 收稿, 2008-06-25 接受
国家"十一五"科技支撑计划资助项目(编号: 2006BAJ01A01)

摘要 目前国内建筑生命周期评价中使用较多的中点影响评价方式和几种权重确定方法尚存在一些不足. 为使评价结果具有更好的时间和空间适用性, 采用了终点影响评价方式. 基于终点破坏思想, 并结合我国国情和建筑业特点, 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型, 确定了各终点的算法、标准化背景值、以及终点的权重, 最终建立了用于评价我国建筑生命周期环境影响的终点破坏模型. 该模型可得出一个综合环境影响指标, 从而为指导建筑可持续设计提供依据.

关键词
生命周期评价
影响评价
终点破坏模型
环境负荷
建筑

降低建筑能耗和建设活动对环境的不利影响是我国可持续发展策略的重要组成方面. 建筑不仅在运行阶段直接或间接地消耗各种能源、资源、排放污染物, 在其建材生产、建造施工等阶段也是如此. 所以, 要合理制定建筑设计方案, 正确引导建筑可持续发展, 就需要对建筑整个生命周期的环境性能进行综合量化评价.

生命周期评价(life cycle assessment, LCA)是目前国际上公认的量化评价产品系统环境负荷的方法, 其技术框架包括目标与范围的确定、清单分析、影响评价和结果解释四个阶段[1]. 近些年, 随着建筑环境性能重要性的凸显, LCA被越来越多地用于建筑领域. 国外的LCA研究已取得了较多的成果, 特别是在清单数据和影响评价方面. 但LCA方法中, 清单数据和环境影响指标均具有很强的地域性, 所以国外的成果不能直接用于我国的研究. 能源、建材的清单数据需要针对我国的工艺过程进行分析, 评价指标更需要依据我国的特殊国情进行选取和计算. 国外有些建筑LCA研究选用单一环境影响作为评价指标. 如日本学者用建筑LCCO$_2$(生命周期CO$_2$ 排放量)指标评判建筑节能方案、衡量建筑生命周期的环境性能[2], 这一方面因为日本承担《京都议定书》中对温室气体的减排义务, 同时也与日本的能源以燃气燃油为主有关; 又如有些学者应用含能的概念[3], 描述建材生命周期的能耗, 进而分析建筑生命周期的能耗. 虽然这些单一指标研究不具备完整的LCA内容和步骤, 但也是生命周期思想的体现. 然而就我国来说, 用这些单一环境影响指标衡量建筑的环境性能却是不可取的. 我国特殊的资源条件决定了我国能源结构以煤为主, 煤燃烧是CO$_2$ 排放的主要源头. 如若我国也选择单一的CO$_2$ 指标, 其结果将导向全国都改用我国蕴量不丰富的石油和天然气资源, 长此以往必将使竞争激烈的全球石油和天然气市场变得更为紧张, 从长远考虑这是不利于世界和平与发展的. 因此, 我国建筑LCA选取的评价指标, 应该利于促进现有能源的高效利用, 而绝不应该导向简单的以燃油、燃气替代煤. 只用能源消耗作为评价指标也是不够的. 首先, 建筑材料和设备的生产消耗大量资源, 有些是紧缺资源, 如用于黏土砖生产的土地; 有些是严重依赖进口的资源, 如用于空调换热器生产的铜[4]. 其次, 我国的酸雨、富营养化、粉尘、固体废弃物等问题也日趋严重. 所以除能源外, 资源和各种污染物的环境影响也都需要考虑. 这就决定了我国建筑环境性能分析必须采用LCA方法较完整的方式对多种环境影

响类型进行综合评价. 目前国内较完整的建筑LCA研究都考虑了多项环境影响类型. 但不同研究采用的影响评价方法、权重确定方法不 尽相同. 本文首先分析了国内影响评价方面尚存在的不足, 而后结合我国国情和建筑活动的特性, 选取了影响评价方法、环境影响类型, 并确定了各项指标的计算原则、标准化和加权的方法, 最终系统地建立了一套用于我国建筑生命周期评价的影响评价方法.

1 影响评价方法和环境影响类型的选取

生命周期影响评价(life cycle impact assessment, LCIA)是在清单分析的基础上对各种环境影响进行量化的具体过程. 影响评价内容和步骤可用图 1 表示[5], 它包括分类、特征化、分组、标准化、加权等步骤, 其中分类和特征化是必须进行的, 其余为选择性项目[6](图 1 括号中的内容). 分类是将清单分析的输入输出数据归到不同的环境影响类型中, 通常先归为各种直接的中点环境影响, 而后进一步归结到终点环境影响. 中点类型众多, 而终点类型较少, 但终点的界定和选取国际上尚无统一规定. 特征化就是给出各种影响因子对某一类环境影响的量化计算系数, 该系数称为特征化因子. 特征化可以量化到终点, 也可以只量化到中点, 据此可将影响评价分为终点影响评价和中点影响评价两大类.

中点影响评价发展较早, 我国目前的研究大多采用了这种评价方式. 由于中点种类众多, 如不进行进一步处理很难对结果进行解释, 因此这类研究中通常都进行了标准化和加权步骤. 其中权重的确定是当前LCA研究中争议最大的环节, 国际上尚无统一结论. 主要的确定方法有专家打分法、目标距离法和支付意愿法. 这些方法在国内也都有应用[7~9]. 专家打分法根据专家的意见来确定权重, 由于需要专家对跨领域或多领域的问题具有较高的宏观性把握能力, 因此该方法在应用时存在一定的局限性或争议. 目标距离法将某种环境效应的重要性用该效应当前水平与目标水平之间的距离来表征, 该方法可与国策相连, 突出社会当前的重点问题. 但环境方面的政策往往具有较强的阶段性和地域性, 且易受非环境因素的影响, 一旦目标变化, 则有可能导致结果的颠覆性变化. 支付意愿法将环境影响的重要性用恢复该影响所造成的生态破坏需要的经济付出来表示, 它基于环境经济学中的支付意愿理论, 用环境税作为确定权重的依据. 然而我国目前的环境税制度还很不完善, 很多环境影响尚未征税, 已有污染税也普遍偏低, 同时环境税也常常受到宏观调控政策的影响, 不能完全对等于“环境恢复所需的经济付出”. 可见, 目标距离法和支付意愿法都难以长期客观地反映各环境因子之间的轻重关系, 用于解决短期突出问题可行, 用于制定长远发展策略时则受时间和空间的限制较大.

终点影响评价是国际上LCIA研究的新趋势, 以荷兰的Eco-indicator99[10]等为代表. 该方法将环境影响追踪量化到影响链的末端进行评价, 有利于揭示环境问题的客观本质和最终危害性, 更适于指导符合人类长远利益的发展规划. 此外, 由于该方法将客观的环境影响机理量化到了末端, 也可以减少权重的不确定性对评价结果的影响, 同时因终点的数量较中点少且含义较中点清晰, 也降低了权重确定和

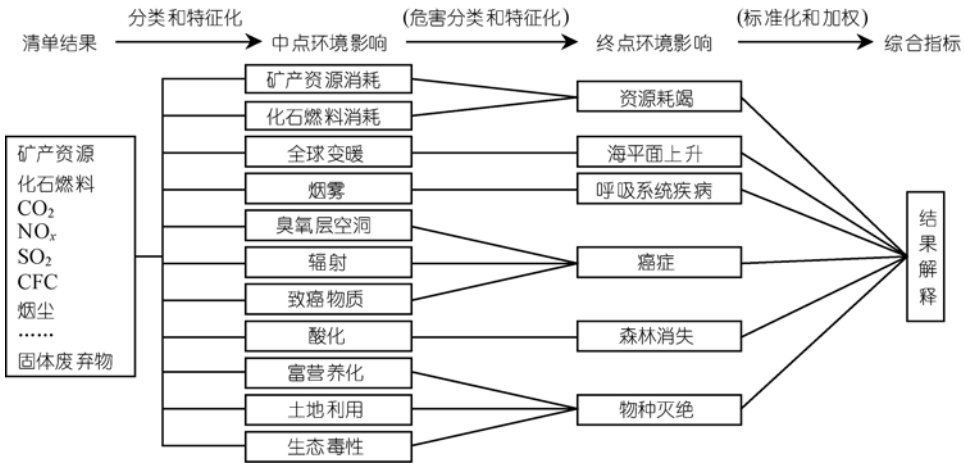


图 1 生命周期影响评价的内容和步骤

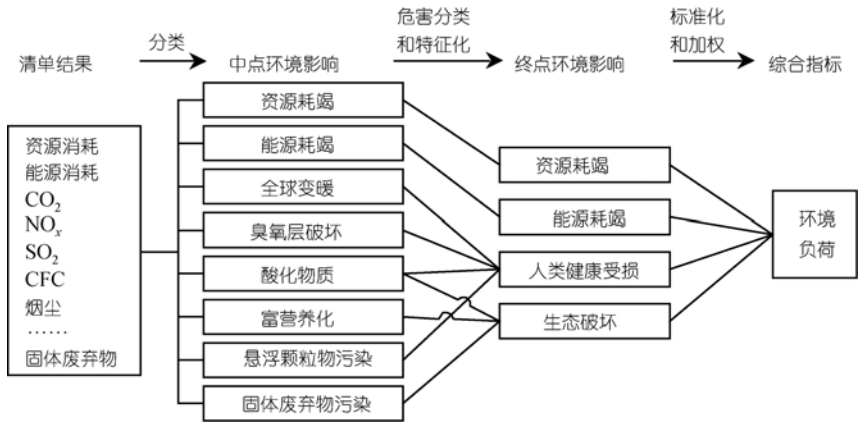


图 2 终点破坏环境影响评价的内容和步骤

结果解释的难度. 为此, 本研究选择了终点影响评价方式, 并基于我国国情和建筑活动特点系统地构建了评价模型. 本研究将终点按照环境影响作用对象分为对人类、对生物圈、对地球资源三大类. 考虑到化石燃料的利用方式和目的有别于普通矿产资源且在建筑活动中相当重要, 故将能源单列为一个终点, 最终选取了资源耗竭、能源耗竭、人类健康受损和生态破坏四个终点. 本研究LCIA的内容和步骤如图 2 所示[11].

2 基于终点破坏思想的影响评价模型

当前的终点影响评价中主要采用破坏模型对环境影响进行量化, 本研究借鉴Eco-indicator99 的终点破坏思想[10], 根据我国基础数据给出了四个终点影响的量化方法, 以及标准化和权重确定的方法, 并最终给出一个综合指标值, 用以描述我国建筑生命周期的综合环境影响.

2.1 资源耗竭

现有的资源消耗评价方法有按照建筑主要用材的重量直接累加评价的, 但这种方法无法反映各种资源紧缺程度的差别. 本研究在资源消耗评价中引入稀缺因子以描述资源的紧缺程度, 并根据不同资源的特性对其稀缺因子分别定义.

对于耗竭性的矿产资源, 稀缺因子与该资源的消耗速度成正比. 根据我国矿产资源储量和典型年产量的统计数据[12]可计算出各种矿产资源的可用年限. 假设单位质量铁资源的稀缺因子为 1, 则单位质量第i种矿石资源的稀缺因子λ_i可用(1)式计算:

$$\lambda_i = \frac{L_{\mathrm{Fe}}}{L_i}, \tag{1}$$

其中 L_{Fe} 为铁资源的可用年限, L_i 为第 i 种耗竭性矿产资源的可用年限.

对于现阶段非常紧缺的土地、森林和水资源, 本研究也考虑了它们的稀缺因子, 但定义不同于矿产资源. 我国耕地的面积每年都在减少, 这部分被破坏性利用的土地应视为资源的耗竭. 考虑到耕地本身的作用是粮食生产, 资源利用只是其附属功能, 所以其稀缺因子λ_l用(2)式计算.

$$\lambda_l = \frac{L_{\mathrm{Fe}}}{(A - PA_b)/\Delta A}, \tag{2}$$

其中A为我国耕地总面积, P为我国人口[12], A_b为人均最低粮食标准需要的耕地面积[13], ΔA为年耕地流失量[14].

森林资源(快生林等短期可再生的除外)和水资源理论上都是可再生的, 但由于利用不合理目前也属紧缺资源. 为体现其紧缺性, 假设其稀缺因子与储藏量成反比. 则第 j 种紧缺资源的稀缺因子λ_j可用公式(3)计算.

$$\lambda_j = \frac{G_{\mathrm{Fe}}}{G_j}, \tag{3}$$

其中 G_j 为第 j 种紧缺性资源的储量, G_{Fe} 为铁矿石的储量.

部分资源的稀缺因子如表 1 所示. 可以看出, 耕地、森林最为紧缺, 其次是金属矿产资源, 非金属矿产资源普遍比较丰富. 由于储量数据属于概数, 所以可用年限超过 500 a 的资源均按照 500 a 计算.

则建筑的资源耗竭 RE(以 Fe 为当量的质量)可由(4)式计算.

$$\mathrm{RE} = \sum_i [G_i \sum_j (\lambda_j R_{ij})], \tag{4}$$

表 1　资源的稀缺因子

资源	可用年限/a	稀缺因子	资源	可用年限/a	稀缺因子
铁矿	190	1.00	盐矿	500	0.38
锡矿	84	2.25	石膏	500	0.38
铜矿	76	2.51	大理石	500	0.38
铝土矿	345	0.55	耕地	43	4.37
水泥石灰岩	500	0.38	森林	—	3.84
玻璃硅胶	434	0.44	水	—	0.0075

其中 G_i 为第 i 种建材的用量, R_{ij} 为单位质量第 i 种建材产品所消耗的第 j 种自然资源的质量, λ_j 为第 j 种自然资源的稀缺因子.

2.2　能源耗竭

能源耗竭是对能源矿石的消耗. 传统方法仅用热值作为不同能源的评价标准, 而忽略了能源品位的差异. 本研究引入能质系数[15]的概念对资源消耗进行评价. 能质系数是能源对外所能够做的功与其总能量的比值, 可由(5)式计算.

$$\lambda = \eta \frac{W}{Q}, \tag{5}$$

其中 Q 为某能源的总能量; W 为这些能量中能转化为有用功的部分; η 为一次能源转化为可供建筑使用的二次能源的平均转化效率. 根据热力学中热功转换的计算方法, 可以求出常用一次能源的能质系数 λ, 如表 2 所示.

表 2　能源的能质系数

能源类型	能质系数
煤矿石	0.35
石油矿	0.46
天然气	0.52
地热水	0.07

则建筑活动的能源耗竭 EE 可用(6)式计算.

$$\mathrm{EE} = \sum_i E_i \lambda_i, \tag{6}$$

其中 E_i 为建筑活动对第 i 种能源的消耗量(按热值折算的当量原煤的质量), λ_i 为该能源的能质系数.

2.3　人类健康受损

人类健康受损是指环境污染物直接或间接地对人类健康产生的负面影响. Murray[16]对健康受损进行了量化, 提出了评价疾病负担的综合指标: 伤残调整健康生命年, 它是指建康生命由于疾病等原因损失的健康生命年数, 其单位为a. 在建筑的环境影响中, 人类健康受损主要由气候变化、臭氧层破坏、呼吸系统受损三种中间影响导致. 文献[10]推算了多种污染物的人类健康受损值, 其结果表明导致气候变暖的主要温室气体CO_2在 2000~2100 年间全球范围内的人类健康影响为 2.10×10^{-7} a·kg^{-1}. 臭氧层破坏物质的影响, 以CFC-11 为基本参照物, 其健康受损因子为 8.50×10^{-4} a·kg^{-1}. 能够使呼吸系统受损的CO造成的人类健康受损因子为 7.31×10^{-7} a·kg^{-1}. 根据全球变暖、臭氧层破坏等特征化因子[8], 可以推算出其他相关污染物的人类健康受损因子. 部分物质可能有多种危害人类健康的途径, 所以它的健康受损因子应为多种途径的受损因子之和. 表 3 给出了与建筑活动相关的主要污染物的人类健康受损因子.

表 3　人类健康受损因子

污染物	健康受损因子 /a·kg^{-1}	污染物	健康受损因子 /a·kg^{-1}
CO_2	2.10×10^{-7}	CFC-11	1.65×10^{-3}
CH_4	5.25×10^{-6}	CFC-12	2.40×10^{-3}
NO_x	1.51×10^{-4}	CFC-113	7.65×10^{-4}
CO	1.13×10^{-6}	HCFC-141b	1.54×10^{-4}
SO_2	5.35×10^{-5}	PM_{10}	3.75×10^{-4}

则建筑活动的人类健康受损负荷值 HD 可用(7)式计算,

$$\mathrm{HD} = \sum_i G_i H_i \tag{7}$$

其中 G_i 是建筑活动中排放的第 i 种污染物的量, H_i 是该污染物的人类健康受损因子.

2.4　生态破坏

生态破坏是指由于污染物排放或者生态环境侵占对当地生物圈生物多样性的影响. 建筑相关活动中, 主要有两种途径会导致生态破坏: 一是能源使用过程排放酸化、富营养化物质; 二是侵占土地或者改变土地类型, 如管道的铺设、废弃物的填埋等.

酸化和富营养化物质对生态破坏的影响, 可用物种的潜在消失比例来描述, 其生态破坏因子可定义为单位质量的污染物导致某时间段内某区域中物种的潜在消失比例, 单位为m^2·a·kg^{-1}. 由于目前国内在这方面尚未开展全面定量的研究, 所以采用国际上的研究成果, 主要酸化和富营养化物质的生态破坏因子[10]如表 4 所示.

土地利用类型的转变必然伴随着区域生物多样性的变化. 假设城市用地周边环境的平均物种数量

表 4 生态破坏因子

影响因子	生态破坏因子 /$m^2 \cdot a \cdot kg^{-1}$	影响因子	生态破坏因子 /a
SO_2	1.041	道路铺设	9.32
NO_x	5.713	湿地、自然水体占用	40.45
NH_3	15.57	浅覆土层的占用	30.09
		耕地及林地消失	40.45
		垃圾填埋侵占土地	30.09

为参考土地物种数量 C_r，土地被利用后的物种数量 C_u 若增多，则相当于生态改善；若降低，则该种土地利用类型导致的物种潜在消失比例 α 可由(8)式求出.

$$\alpha = \frac{C_r - C_u}{C_r}. \tag{8}$$

参考酸化等物质的生态破坏因子的定义，土地占用的生态破坏因子 ε 可表述为单位面积的土地利用导致某时间段内某区域中物种的潜在消失比例，单位为 a，可由(9)式求出，

$$\varepsilon = \frac{\alpha t A}{A} = \alpha t, \tag{9}$$

其中 t 为土地被侵占的持续时间，A 为土地被侵占的面积.

由于土地破坏往往直接与植被破坏相联系，且城市用地周围植物物种数量多于动物物种数量，易确定、数据可信度较高. 所以本研究用土地周围植物多样性的变化来确定土地占用对生态的破坏. 城区不同类型土地的植物物种数量参考孟雪松等[17]的研究成果，土地占用时间取 50 a，计算得到的破坏因子见表 4.

则建筑相关活动造成的生态破坏负荷值 ED(单位: $m^2 \cdot a$)可用公式(10)计算.

$$\mathrm{ED} = \sum_i G_i \varepsilon_i, \tag{10}$$

其中，G_i 为第 i 种与生态破坏相关的影响因子的质量或面积，ε_i 为该影响因子的生态破坏因子.

2.5 标准化

四个终点环境影响代表的意义和单位都不一样，需要经过标准化求出相对影响值才能进行横向比较和加权. 为反映出研究对象在建筑行业内的相对影响大小，本研究以我国典型年建筑行业单位建筑面积上的环境负荷作为标准化的背景值. 我国建筑业环境负荷主要来自建材生产和建筑运行耗能、耗水部分. 建材产量、生活用水量、既有建筑面积根据国家统计年鉴[12]确定，建筑施工及运行能耗按照当年全国总能耗的 25%计算[18]. 建筑业的污染物排放可认为主要来自各种建筑相关活动(建材生产、建造施工、采暖空调等)中能源的生产和利用过程. 根据前面阐述的方法，对所耗建材和能源的清单进行分析，即可得到我国建筑业四个终点影响的总值，再除以我国既有建筑面积，即可得到标准化的背景值，见表 5.

表 5 背景值计算结果

终点	单位	背景值
资源耗竭(铁当量)	$kg \cdot m^{-2}$	53.95
能源耗竭(原煤当量)	$kg \cdot m^{-2}$	33.52
人类健康受损	$a \cdot m^{-2}$	8.84×10^{-5}
生态圈破坏	a	1.58

2.6 加权

本研究采用了专家打分法来确定四个终点的权重，对建筑行业四类单位(设计院、政府部门、房地产开发商、高校)的 130 多位专家进行了问卷调研，根据投票结果得到四个终点的权重见表 6.

表 6 权重计算结果

终点	资源耗竭	能源耗竭	人类健康受损	生态破坏
权重	0.27	0.28	0.22	0.23

2.7 综合评价指标

经过以上步骤的计算分析，最终可由公式(11)计算出综合评价指标——环境负荷(environmental load, EL),

$$\mathrm{EL} = \frac{\mathrm{RE}}{B_{\mathrm{RE}}}\omega_{\mathrm{RE}} + \frac{\mathrm{EE}}{B_{\mathrm{EE}}}\omega_{\mathrm{EE}} + \frac{\mathrm{HD}}{B_{\mathrm{HD}}}\omega_{\mathrm{HD}} + \frac{\mathrm{ED}}{B_{\mathrm{ED}}}\omega_{\mathrm{ED}} \tag{11}$$

其中，ω_{RE}, ω_{EE}, ω_{HD}, ω_{ED} 分别为四个终点的权重; B_{RE}, B_{EE}, B_{HD}, B_{ED} 分别为这四者的背景值.

3 评价体系建立和应用

在上述影响评价模型和方法的基础上，本研究建立了我国建筑环境负荷评价体系——BELES (building environmental load evaluation system). 它以我国建筑及其相关过程为研究对象，考虑了能源消耗、资源消耗和污染物排放三大类环境影响因子. 能源、建材等的清单数据一部分通过整合我国相关研究成果得到，一部分通过已有国外数据外推得到. 为方便分析计算，本研究还开发了相应的软件平台.

目前BELES已在多项研究中得到了应用[11]. 如:

分析了几种建筑用能方式的环境负荷；分析了主要建材的生命周期环境负荷；分析了多个建筑实例的建造(含建材生产、运输等环节)环境负荷，从而提出住宅和办公建筑建造环境负荷的分级指标；对建筑围护结构和冷热源方案进行比选等. 图 3 给出了一栋北京典型板式多层住宅的研究结果，可以看出该住宅建造维护等阶段的总环境影响与运行阶段环境影响相当，不能忽视. BELES对建筑整个生命周期过程综合分析，因而常得出与传统仅考虑运行阶段的方法不尽相同的结论. 由于其更全面地考察了建筑的环境影响，所以能更有效地引导建筑的可持续发展.

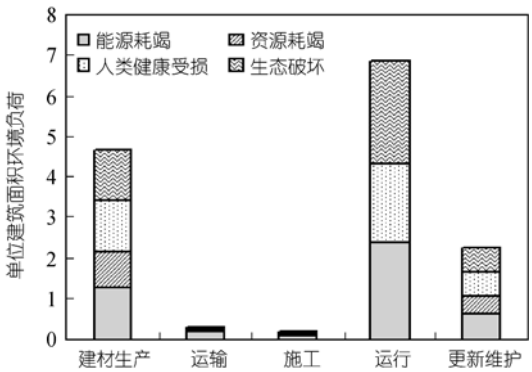


图 3　某板式住宅楼生命周期环境负荷分析

4　结论

本文针对当前我国建筑 LCA 研究中使用较多的中点影响评价方式和几种权重确定方法尚存在的不足，仔细研究了 LCIA 方法和环境影响类型的选取. 国际上新近兴起的终点影响评价方式，不仅更适于解决长期发展问题，还可降低权重确定的难度. 为此本研究采用了终点影响评价方式，借鉴 Eco-indicator99 的终点破坏思想，并结合我国国情和建筑特性，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，给出了基于我国基础数据的终点计算方法，并采用建筑行业的总体环境负荷作为标准化的背景值，通过专家问卷调查确定了终点权重，最终得到综合评价指标 EL，从而系统地构建了用于我国建筑 LCIA 的终点破坏模型，以此为基础建立的 BELES 评价体系已在多项研究中得到应用. 随着数据库的不断完善，该体系将得到更广泛的应用，更好地为建筑可持续发展设计服务.

参考文献

1　ISO 14040. Life Cycle Assessment——Principles and Framework. Geneva: International Organization for Standardization, 1997

2　Mizuta K, Ikaga T, Murakami S. Estimation of effect of injecting polyurethane foam into walls and renovation windows in houses in Japan up to 2020 study on reduction of greenhouse gases from renovating thermal insulation in houses. In: Yoshino H, ed. Proceedings I of the 6th International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation & Energy Conservation in Buildings, 2007 Oct 28—31, Sendai. Sendai: Tohoku University Press, 2007. 17—24

3　Adalberth, K. Energy use during the life cycle of buildings: a method. Build Environ, 1997, 32(4): 317—320[doi]

4　李兆坚, 江亿. 我国房间空调器材料资源消耗状况分析. 暖通空调, 2007, 37(3): 25—31

5　Goedkoop M, Schryver A D, Oele M. Introduction to LCA with Simapro7. Technical Report, PRe. Consultants. 2006

6　ISO 14042. Life Cycle Assessment——Life Cycle Impact Assessment. Geneva: International Organization for Standardization, 2000

7　喻李葵, 张国强. 暖通空调制冷系统环境性能评价方法研究. 暖通空调, 2007, 37(5): 54—57

8　杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用. 北京: 气象出版社, 2002. 79—100

9　李小冬, 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

10　Goedkoop M, Spriensma R. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment (Methodology Report). Technical Report, PRe. Consultants. 2001

11　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

12　中华人民共和国国家统计局. 2004 中国统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2004

13　陈百明, 周小萍. 全国及区域性人均耕地阈值的探讨. 自然资源学报, 2002, 17(5): 622—628

14　封志明, 刘宝勤, 杨艳昭. 中国耕地资源数量变化的趋势分析与数据重建: 1949~2003. 自然资源学报, 2005, 20(1): 35—43

15　江亿, 刘晓华, 薛志峰, 等. 能源转换系统评价指标的研究. 中国能源, 2004, 26(3): 27—31

16　Murray C J L. Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. Bull World Health Organ, 1994, 72(3): 429—445

17　孟雪松, 欧阳志云, 崔国发, 等. 北京城市生态系统植物种类构成及其分布特征. 生态学报, 2004, 24(10): 2200—2206

18　清华大学建筑节能研究中心. 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