

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2016.0164

袁媛, 郭明辉. 2016. 基于复配改性木质素磺酸铵的环保型木质材料的生命周期评价 [J]. 环境科学学报, 36(11): 4245-4252

Yuan Y, Guo M H. 2016. Life cycle assessment of hybrid modified industrial lignin/wood fiber composites [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(11): 4245-4252

基于复配改性木质素磺酸铵的环保型木质材料的生命周期评价

袁媛¹, 郭明辉^{2,*}

1. 黑龙江八一农垦大学, 生命科学技术学院, 大庆 163319

2. 东北林业大学, 材料科学与工程学院, 哈尔滨 150040

收稿日期: 2016-01-21

修回日期: 2016-04-04

录用日期: 2016-04-27

摘要: 利用改性木质素制备的木质材料其生产过程对生态环境有重要的影响。为探讨该环保型木质材料的可行性, 利用 GaBi 6.0 软件, 对基于复配改性木质素磺酸铵的环保型木质材料(HMIL/WF)进行生命周期评价, 比较分析生命周期各生产环节的非生物资源耗竭、酸化效应、富营养化、全球变暖潜值、臭氧层破坏潜能以及光化学臭氧生成潜力等主要环境影响类型。结果表明: 在 HMIL/WF 材料生命周期的 3 个子系统中, 纤维制造子系统对各环境影响贡献值最大, 此次是产品成型子系统, 后期加工子系统对环境的影响最小。全球变暖潜值是 HMIL/WF 材料环境的主要类型, 占总环境影响值的 73.09%, 环境影响大小依次为全球变暖潜值、酸化效应、光化学臭氧生成潜力、富营养化、非生物资源耗竭和臭氧层破坏潜能。热能消耗的环境影响最为严重, 占 HMIL/WF 材料生命周期总环境影响的 44.77%。各生产环节的环境影响大小顺序依次为热能消耗、电能消耗、H₂O₂ 生产、木质素磺酸铵(AL)制备和运输阶段。热能消耗环节的全球变暖潜值、酸化效应、光化学臭氧生成潜力、富营养化和非生物资源耗竭的影响值为 HMIL/WF 材料生产各环节的最高值; 运输阶段产生了最高的臭氧层破坏潜能。与传统中密度纤维板的生命周期环境影响潜值总值(4.71×10^{-9})相比, HMIL/WF 材料的环境影响总值(4.22×10^{-9})减少了 10.4%。

关键词: 木质素磺酸铵; 环保型木质材料; 中密度纤维板; 生命周期评价; 环境影响

文章编号: 0253-2468(2016)11-4245-08

中图分类号: X196

文献标识码: A

Life cycle assessment of hybrid modified industrial lignin/wood fiber composites

YUAN Yuan¹, GUO Minghui^{2,*}

1. College of Life Science and Technology, Heilongjiang Bayi Agricultural University, Daqing 163319

2. Material Science and Engineering College, Northeast Forestry University, Harbin 150040

Received 21 January 2016

received in revised form 4 April 2016;

accepted 27 April 2016

Abstract: Combined with the lignin-based binder, the manufacture of wooden composites had an important impact on ecological environment. In order to investigate the feasibility of environment-friendly wooden composites, life cycle assessment (LCA) of hybrid modified industrial lignin/wood fiber composites (HMIL/WF) was carried out by GaBi 6.0 software. The main environmental impact categories including Abiotic Depletion (ADP), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Global Warming Potential (GWP), Ozone Layer Depletion Potential (ODP), and Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) were analyzed. Results show that in the three subsystems of LCA, the fibers preparation subsystem was the main contributor to most impact categories, followed by board forming subsystem and board finishing subsystem. GWP as the greatest influence factor contributed 73.09% to the environmental impact, followed in order by AP, POCP, EP, ADP and ODP. Thermal energy production had the greatest impact on the environmental load, with the total contribution rate up to 44.77%, followed by electricity production, H₂O₂ production, ammonium lignosulphonate (AL) production, and transport. The highest GWP, AP, POCP, EP and ADP values were generated during thermal energy stage, while the transport stage had the highest value towards ODP. The total environmental impact of HMIL/WF composites (4.22×10^{-9}) was 10.4% less than that of conventional medium density fiberboard (MDF) (4.71×10^{-9}).

Keywords: ammonium lignosulphonate (AL); environmental wooden composites; medium density fiberboard (MDF); life cycle assessment (LCA); environmental impact

基金项目: 林业公益性行业科研专项(No. 201504501); 黑龙江八一农垦大学学成、引进人才科研启动计划(No. XYB 2015-10)

Supported by the Special Fund for Forest Scientific Research in the Public Welfare (No. 201504501) and the Initial Foundation for Studies and Talent Introduction in Heilongjiang Bayi Agricultural University (No. XYB 2015-10)

作者简介: 袁媛(1986—), 女, 讲师, E-mail: yuan_yuan2014@sina.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: gmh1964@126.com

Biography: YUAN Yuan (1986—), female, lecturer, E-mail: yuan_yuan2014@sina.com; * Corresponding author, E-mail: gmh1964@126.com

1 引言(Introduction)

可持续发展的概念是随着 20 世纪末全球出现的人口压力、资源短缺、环境恶化、生态危机等世界性难题而提出来的。木材加工工业是利用自然资源的行业,木材工业的可持续发展对整个社会经济的可持续发展起着至关重要的作用。在全球经济增长的背景下,人造板产业迅猛发展,中密度纤维板作为大规模生产和应用的材料,其市场需求量不断增大,质量要求更高。但是,在中密度纤维板原料的获取、制备、产品生产、使用和废弃过程中,都需要消耗大量能源、资源,同时还会排放出大量的废水、废气和固体废弃物,尤其是石油基胶黏剂使用,游离甲醛释放严重导致使用阶段和废弃回收阶段的环境污染,威胁人类和其他生物体赖以生存的家园。为此,学者们开始关注如何减少石油基胶黏剂使用,寻求更加环保、天然、安全的替代粘合剂,如木质素基粘合剂。获取木质素的主要来源是工业木质素,包括木质素磺酸盐、碱木质素、有机溶剂木质素等(Ten and Vermerris, 2015),并通过物理、化学、生物等改性方法(Liu and Li, 2006; Privas and Navard, 2013; Widsten and Kandelbauer, 2008; 袁媛等, 2011),扩大了工业木质素在人造板工业的应用范围。

生命周期评价(Life Cycle Assessment, 简称 LCA)是评估一个产品或是整体活动的、贯穿它的整个生命的环境后果的一种工具,为可持续生产提供途径和方法(邓南圣和王小兵, 2003)。作为评价产品环境影响的国际标准化方法,1992 年加拿大的研究所最早设立了木质材料 LCA 项目研究组,随后欧洲、美国、日本相继开展了 LCA 的研究。近几十年来,随着资源匮乏和环境危机的突显,LCA 在世界各国的木材加工领域受到了广泛关注。国外在木质资源(Yoshioka *et al.*, 2005)、传统木质材料(包括刨花板、中密度纤维板以及木结构和木家具等)(González García *et al.*, 2009; Puettmann and Wilson, 2007; Rivela *et al.*, 2006; Rivela *et al.*, 2007)、新型木质复合材料(Luz *et al.*, 2010; Song *et al.*, 2009)等方面进行了广泛的研究。我国相比于国外发达国家,虽然起步较晚,21 世纪开始 LCA 才在我国木材加工领域应用,但也取得了一定的发展。2001 年,孙启祥(2001)首次从生命周期角度评估了木材的环

境友好性。之后人们开展了关于传统人造板和新型人造板的 LCA 研究,包括中密度纤维板(薛拥军等, 2006)、刨花板(向仕龙等, 2007)、胶合木(燕鹏飞和杨军, 2008)、农作物秸秆人造板(李晓平等, 2010)、竹/木质产品(王爱华, 2007; 余翔, 2011)等。但关于以改性工业木质素为粘合剂制备的木质复合材料的生命周期评价研究鲜有报道。

因此,本文通过对基于复配改性木质素磺酸铵的环保型木质材料(HMIL/WF)进行生命周期评价,比较分析各个生产阶段中非生物资源耗竭(ADP)、酸化效应(AP)、富营养化(EP)、全球变暖潜值(GWP)、臭氧层破坏潜能(ODP)以及光化学臭氧生成潜力(POCP)6 个主要环境影响类型,确定 HMIL/WF 生产中影响环境的关键环节和环境影响类别,通过与传统中密度纤维板(MDF)生产阶段对比,考察 HMIL/WF 材料替代传统中密度纤维板产品的可行性,以期为我国基于改性工业木质素的木质复合材料的生命周期研究提供基础数据,并为环保型人造板低碳加工发展提供一定的理论依据。

2 基于复配改性木质素磺酸铵的环保型木质材料的生命周期评价(Life cycle assessment of hybrid modified industrial lignin/wood fiber composites)

2.1 目标与范围定义

以 HMIL/WF 材料为研究对象,利用 Gabi 6.0 LCA 软件建立具体的评价模型,分析产品制造的整个过程中资源消耗和环境影响,目的在于分析 HMIL/WF 材料各生产阶段的环境影响和环境影响类别,确定主要影响环境的生产环节和环境影响类别,为木质材料的工艺优化和清洁生产提供理论基础。

根据前期研究成果(袁媛和郭明辉, 2014),功能单位采用 1 m^3 HMIL/WF 材料,密度为 $0.8 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,含水率约为 7%。结合传统 MDF 产品生命周期的特点, HMIL/WF 材料的工艺与 MDF 工艺流程相似,包括原料获取、木片筛选、水洗、蒸煮、热磨、纤维施粘合剂、干燥、成型、预压、热压和后期加工(冷却、裁边、砂光)等过程。其中,进一步研究每个阶段的资源消耗和对大气、水体的排放以及固体废弃物的排放,不同地方在于纤维施粘合剂的原料为木质素磺酸铵(AL),通过复配改性作为粘合剂,其生命周期评价系统界定见图 1。

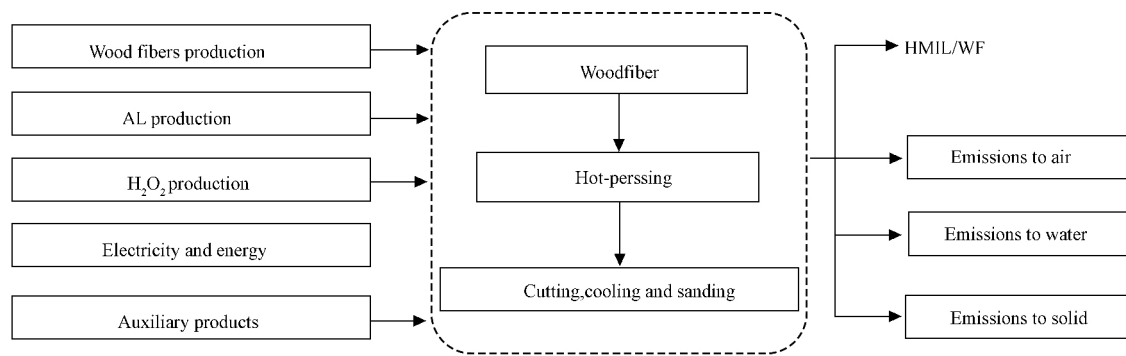


图1 HMIL/WF 材料生命周期系统边界

Fig. 1 System boundaries for HMAL/WF production

将 HMIL/WF 材料生命周期系统划分为 3 个子系统,即纤维制造子系统、产品成型子系统和后期处理子系统,同时细化为 5 个不同环节(H_2O_2 生产、AL 制备、电能消耗、热能消耗、运输阶段)。这样不仅能够统计和分析出整个产品生产的生命周期清单,也能对生产过程中的各个环节的环境影响进行分析和评价,对深入研究产品生产中环境影响的研究起到非常重要的作用。

2.2 清单分析

参照 MDF 生产工序,依托 $150000 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ 中密度纤维板 A 企业对 HMIL/WF 材料进行中试。结合 2013 年的生产情况及环境负荷等方面进行详细调研和相关数据收集与整理,获得该厂功能单位 HMIL/WF 材料所需原材料和能量消耗的实际生产数据和相关统计数据。具体 HMIL/WF 材料阶段的环境负荷数据清单如表 1 所示。在输入量中,功能单位 HMIL/WF 材料生产阶段的主要输入原料是木材、木质素磺酸铵基粘合剂和水,其中木材是小径木或

枝桠材,含水率约为 50%。通过复配改性制的木质素基粘合剂,固体含量为 $25\% \pm 1\%$,其主要原料为双氧水改性的木质素磺酸铵,聚乙烯亚胺交联剂(12.5%,占木质素磺酸铵质量)和防水剂(0.5% ~ 1.5%,占绝干木纤维质量)作为辅助原料。参考 MDF 的材料来源为本公司的林场,假定林场到工厂原料堆放地的距离为 100 km,由柴油卡车运输。

能源消耗为电、煤和加工剩余物提供的热能。木质素磺酸铵、双氧水、电和煤的耗用量为工厂提供的原始数据或由其统计数据计算而得,为了数据可靠性和完整性以及随后产品生命周期的比较分析需要,重复计算了 3 次,以便基础数据进行初步分析、筛选、计算和修正。木质素磺酸盐生产数据来自文献(González García *et al.*, 2011),电能、热能、柴油、双氧水均来自 GaBi 6.0 数据库和 Ecoinvent 数据中中国来源数据。

2.3 数据简化及缺失数据处理

本研究系统主要考虑系统边界内消耗量较大的原材料,对于用量较小的原材料且对环境影响较低的物质流(如交联剂、防水剂、生产设备所用润滑油等)、工厂设备制造以及人员活动等方面可不予考虑(Silva *et al.*, 2013)。HMIL/WF 材料的林木培育与采伐、加工剩余物燃烧过程排放的气体废弃物和生产过程中如纤维制备、板子砂光和锯割等过程空气总悬浮颗粒物均为缺失数据,因此本研究暂不考虑。

2.4 评价方法

GaBi 软件提供多种评价方法,如 CML、EI、EDIP 和 UBP 等,考虑到研究对象的原材料获取在中国不同地域且 60% 的原料数据来源于欧洲,所以选取对于人造板产品较为常用的 CML2001 方法(Guinee,

表1 HMIL/WF 材料的生命周期清单

Table 1 Inventory of HMIL/WF composites

输入			输出		
项目	数量	单位	项目	数量	单位
木材(50% /含水率)	1.77	t	BOD ₅	514	g
AL	267.83	kg	SS	662	g
H ₂ O ₂	178.57	kg	COD _{Cr}	955	g
水	2.35	t	CO ₂	379	kg
石蜡乳液	5.25	kg	NO _x	0.74	kg
电能	347	kW·h	CO	0.63	kg
热能	880	kW·h	SO ₂	0.52	g
柴油	3.15	kg	固体废料	138.5	kg

2002) ,对 HMIL/WF 材料各生命周期的环境负荷清单数据进行特征化、标准化、归一化和加权后得到所对应的环境影响值. 其中考虑的主要

表 2 CML2001 方法的分类、特征化与权重因子

Table 2 Classification, characterization and weighting factor in the CML 2001 method

环境影响类型	单位	权重
非生物资源耗竭 (ADP)	kg Sb _{eq}	1.5
酸化效应(AP)	kg SO _{2 eq}	2.0
富营养化(EP)	kg PO ₄ ^{3- eq}	7.0
全球变暖潜值(GWP)	kg CO _{2 eq}	10.0
臭氧层破坏潜能(ODP)	kg R11 _{eq}	3.0
光化学臭氧生成潜力(POCP)	kg C ₂ H _{2 eq}	3.0

环境影响类型有非生物资源耗竭(ADP)、酸化效应(AP)、富营养化(EP)、全球变暖潜值(GWP)、臭氧层破坏潜能(ODP) 以及光化学臭氧生成潜力(POCP) ,见表 2.

3 HMIL/WF 材料环境影响评价(Environmental impact assessment of HMIL/WF materials)

3.1 特征化

生命周期评价中特征化是利用不同影响类型的参数结果来共同体现 HMIL/WF 材料生产系统的生命周期评价特征,它是反映对环境影响绝对量大小的参数,即绝对总量. 利用 GaBi 6.0 软件计算得出 HMIL/WF 材料生命周期的特征化结果,见表 3.

表 3 HMIL/WF 材料生命周期特征化结果

Table 3 Characterization results of LCA for HMIL/WF composites

环境影响类型	单位	各环节特征化结果				
		电能消耗	热能消耗	AL 制备	H ₂ O ₂ 生产	运输阶段
ADP	kg Sb _{eq}	5.83×10^{-4}	1.41×10^{-5}	4.08×10^{-6}	6.40×10^{-5}	3.97×10^{-7}
AP	kg SO _{2 eq}	3.45	4.57	9.01×10^{-1}	3.40×10^{-1}	6.62×10^{-2}
EP	kg PO ₄ ^{3- eq}	4.00×10^{-1}	4.65×10^{-1}	1.23×10^{-1}	4.23×10^{-2}	1.52×10^{-2}
GWP	kg CO _{2 eq}	499.1	603.2	15.4	272.4	10.5
ODP	kg R11 _{eq}	3.12×10^{-10}	9.03×10^{-11}	9.85×10^{-1}	1.21×10^{-12}	6.94×10^{-9}
POCP	kg C ₂ H _{2 eq}	2.74×10^{-1}	3.40×10^{-1}	8.18×10^{-2}	3.77×10^{-2}	1.46×10^{-3}

3.2 归一化

世界环境负荷总当量数是指全世界在 1 年时间内消耗的资源、能源总量和污染物排放量. 通过 GaBi 软件中 2013 年全世界环境负荷总当量数归一

化标准值,对特征化结果进行标准化处理后,可得到 HMIL/WF 材料生产过程中各个环境负荷归一化结果(见表 4) .

表 4 HMIL/WF 材料生命周期环境影响归一化结果

Table 4 Normalization of LCA for HMIL/WF composites

各环节	ADP	AP	EP	GWP	ODP	POCP
H ₂ O ₂ 生产	4.31×10^{-13}	8.58×10^{-12}	1.77×10^{-12}	6.06×10^{-11}	3.06×10^{-20}	6.65×10^{-12}
AL 制备	1.25×10^{-13}	2.30×10^{-12}	5.14×10^{-12}	4.79×10^{-13}	2.7×10^{-18}	1.44×10^{-11}
热能消耗	1.96×10^{-12}	1.17×10^{-10}	1.94×10^{-11}	1.34×10^{-10}	2.47×10^{-18}	5.99×10^{-11}
电能消耗	1.79×10^{-12}	8.80×10^{-11}	1.67×10^{-11}	1.11×10^{-10}	8.52×10^{-18}	4.83×10^{-11}
运输阶段	1.21×10^{-14}	1.69×10^{-12}	6.45×10^{-13}	2.43×10^{-12}	1.90×10^{-16}	2.59×10^{-13}
总和	4.32×10^{-12}	2.18×10^{-10}	4.37×10^{-11}	3.09×10^{-10}	2.04×10^{-16}	1.30×10^{-10}

3.3 加权

为了比较 HMIL/WF 材料生产各环节中不同环境影响类型的相对大小,需对归一化结果进行加权处理,由于缺乏中国相关环境影响类型的权重数据,故采用 CML2001 的环境影响权重值(见表 2) ,得到总体环境的最终量化结果,如表 5 所示.

3.4 HMIL/WF 材料生命周期结果解释

假定每一种环境影响类型总值为 100% ,通过每一个生命周期阶段在各环境影响类型中所占比例可知各阶段对每一种环境影响类型的贡献率相对值,HMIL/WF 材料生产的生命周期的 3 个子系统相对贡献率如图 2 所示.

表5 HMIL/WF 材料生命周期环境影响加权结果

Table 5 Weighted results of LCA for HMIL/WF composites

各环节	ADP	AP	EP	GWP	ODP	POCP	Total
H ₂ O ₂ 生产	6.47×10^{-13}	1.72×10^{-11}	1.24×10^{-11}	6.06×10^{-10}	9.18×10^{-20}	1.99×10^{-11}	6.56×10^{-10}
AL 制备	1.88×10^{-13}	4.60×10^{-12}	3.60×10^{-11}	4.79×10^{-12}	8.10×10^{-18}	4.32×10^{-11}	8.88×10^{-11}
热能消耗	2.94×10^{-12}	2.34×10^{-10}	1.36×10^{-10}	1.34×10^{-9}	7.41×10^{-18}	1.80×10^{-10}	1.89×10^{-9}
电能消耗	2.69×10^{-12}	1.76×10^{-10}	1.17×10^{-10}	1.11×10^{-9}	2.56×10^{-17}	1.45×10^{-10}	1.55×10^{-9}
运输阶段	1.82×10^{-14}	3.38×10^{-12}	4.52×10^{-12}	2.43×10^{-11}	5.70×10^{-16}	7.77×10^{-13}	3.30×10^{-11}
总和	6.48×10^{-12}	4.35×10^{-10}	3.06×10^{-10}	3.09×10^{-9}	6.11×10^{-16}	3.89×10^{-10}	

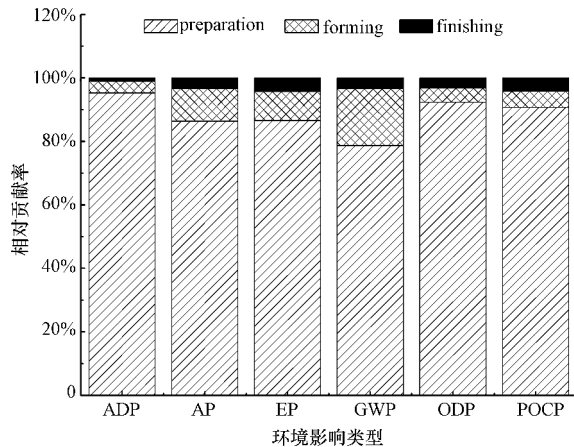


图2 HMIL/WF 材料生产过程中子系统对环境贡献值

Fig. 2 Relative contributions from three subsystems in HMIL/WF composites to the environmental impact categories

由图可知,对于 HMIL/WF 材料生产阶段,纤维制造子系统对各环境影响贡献值最大,此次是产品成型子系统,后期加工子系统对环境的影响最小,这与前人研究 MDF 生产过程相同 (Rivela *et al.*, 2007). 其中,对于 ADP,纤维制造、产品成型和后期加工各占 95.3%、3.6% 和 1.1%; 对于 AP,纤维制造、产品成型和后期加工各占 86.3%、10.4% 和 3.3%; 对于 EP,纤维制造、产品成型和后期加工各占 86.6%、9.1% 和 4.3%; 对于 GWP,纤维制造、产品成型和后期加工各占 78.7%、17.9% 和 3.4%; 对于 ODP,纤维制造、产品成型和后期加工各占 92.3%、4.5% 和 3.2%; 对于 POCP,纤维制造、产品成型和后期加工各占 90.7%、5.2% 和 4.1%.

如图 3 所示, HMIL/WF 材料生产中各环节的环境影响加权值. 从图中可以看出, HMIL/WF 材料生命周期环境影响潜力大小依次是全球变暖潜值 (GWP)、酸化效应 (AP)、光化学臭氧生成潜力 (POCP)、富营养化 (EP)、非生物资源耗竭 (ADP) 和臭氧层破坏潜能 (ODP). GWP 是 HMIL/WF 材料环境影响的主要类型, 占总环境影响值的 73.09%; AP

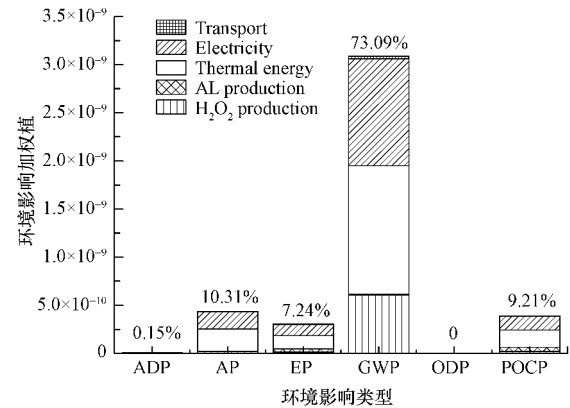


图3 HMIL/WF 材料生产的环境影响加权值

Fig. 3 Weighted environmental impact categories during HMIL/WF production

和 POCP 次之, 分别占总环境值的 10.31% 和 9.21%; EP、ADP 和 ODP 总的环境影响值占总值的 7.39%. GWP 的主要来源是生产过程中电能消耗、热能消耗以及改性工业木质素中 H₂O₂ 产品的消耗所排放的 CO₂. H₂O₂ 生产中主要是电能消耗, 而我国的电能和热能生产主要来源煤炭的燃烧 (Tong *et al.*, 2013), 同时, AP 和 POCP 的环境负荷来自于电能消耗和 H₂O₂ 产品消耗中煤炭燃烧所产生的 SO₂、NO_x、C₂H₂、工业粉尘等有害物质 (徐小宁等, 2013). 因此, 减少由煤炭产生的电能和热能是减少 CO₂ 排放的最有效的措施.

对于 NMIL/WF 材料 5 个环节 (H₂O₂ 生产、AL 制备、电能消耗、热能消耗、运输阶段), 建立环境影响柱状图, 结果如图 4 所示. 由图 4a 可知, HMIL/WF 材料生命周期各个环节的环境影响大小依次为热能消耗、电能消耗、H₂O₂ 生产、AL 制备和运输阶段. 热能消耗和电能消耗的环境影响最为严重, 分别占 HMIL/WF 材料生命周期总环境影响的 44.84% 和 36.73%, 其主要影响因素都为 GWP; H₂O₂ 生产环节次之, 占总值的 15.55%; 而其他各个环节对环境总的影响比例约为 3%, 其中运输阶段影响值最小.

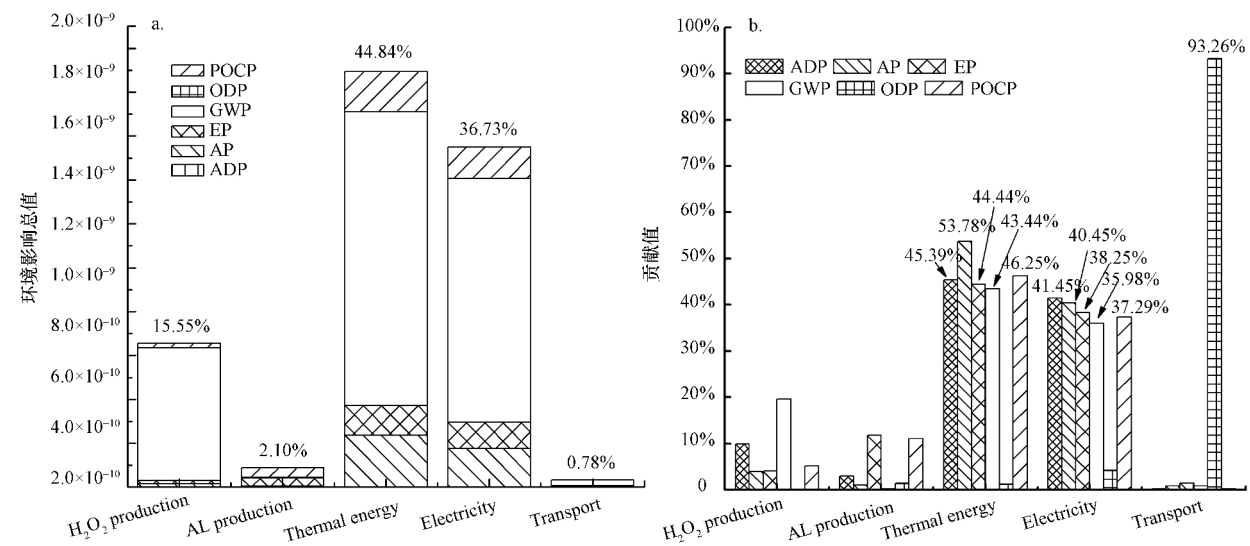


图4 HMIL/WF材料生产各环节的环境影响生产环节(a.各环节的总值;b.各环节的贡献值)

Fig. 4 Environmental impact categories in HMIL/WF production (a. total value of each process; b. contribution of each process)

由图 4b 可知,热能消耗环节的 GWP、AP、POCP、EP 和 ADP 的影响值为 HMIL/WF 材料生产各环节的最高值,分别占 43.44%、53.78%、46.25%、44.44% 和 45.39%。热能生产中煤炭等化石燃料的消耗,非生物资源耗竭量最大,同时产生大量的 CO₂、SO₂、NO_x、碳氢化合物和工业粉尘等有害物质。运输阶段具有最高的 ODP 影响值,这是由于柴油汽车运输中排放了较多的碳氢化合物和氟烃类化合物,易造成了臭氧层消耗(González García *et al.*, 2009)。

3.5 清单数据的敏感度分析

为了判断对 LCA 结果质量影响程度的关键清单数据,需对清单数据进行敏感度分析。根据敏感

度分析方法,对 HMIL/WF 材料的各项原材料及能源输入进行敏感度分析,结果见表 6。如表 6 所示,对于 GWP 和 AP 结果的敏感度分析,热能投入和电能投入是对 LCA 结果影响最大的关键清单数据,其次为 H₂O₂ 的投入,因此要减少 HMIL/WF 材料生产中对 GWP 和 AP 的影响,着重需要减少热能、电能和 H₂O₂ 的输入量。热能的投入是输入清单中影响 GWP、AP、ADP、EP 和 POCP 指标的最关键清单数据,同时柴油投入是输入清单中影响 ODP 的关键清单数据,这说明热能和柴油的输入会对多个环境指标产生明显的影响,要减少 HMIL/WF 材料的环境影响,需要优化 HMIL/WF 材料生产工艺参数,着重减少热能和柴油的输入量。

表 6 各环境影响指标对应的原料、能源、电力的敏感度分析

Table 6 Sensitivity analysis of environmental impacts on raw materials, energy, and electricity

项目投入	敏感度					
	ADP	AP	EP	GWP	ODP	POCP
H ₂ O ₂ 投入	0.001379	0.027456	0.005664	0.193920	0.000000	0.021280
AL 投入	0.000400	0.007360	0.016448	0.001533	0.000000	0.046080
热能投入	0.006272	0.374400	0.062080	0.428800	0.000000	0.191680
电能投入	0.005728	0.281600	0.053440	0.355200	0.000000	0.154560
柴油投入	0.000039	0.005408	0.002064	0.007776	0.000001	0.000829

4 HMIL/WF 材料与 MDF 产品 LCA 对比(LCA comparison between HMIL/WF composites and MDF)

为探讨 HMIL/WF 材料的可行性,利用 GaBi 软

件对 HMIL/WF 材料与 MDF 产品进行生命周期对比分析,结果如表 7 所示。由表可知, HMIL/WF 材料与传统 MDF 相比,除 ODP 以外,其他 5 种环境影响潜值均有下降。与传统 MDF 生产阶段的环境潜值总

值(4.71×10^{-9})相比, HMIL/WF 材料生产阶段的环境潜值总值为 4.22×10^{-9} , 减少了 10.4%。主要原因是 HMIL/WF 材料生产中以改性木质素磺酸铵为粘合剂, 替代传统 MDF 生产中尿醛胶黏剂, 减少了单位产品对石油基粘合剂的依赖, 同时生产采用

半干法制备工艺, 在一定程度上能够减少电能和热能的使用量, 但由于改性木质素磺酸铵工序增加且用量较多, 增大了运输阶段中氯氟烃类化合物排放。结果表明, HMIL/WF 材料具有更低的环境影响, 作为环保型复合材料生产是可行的。

表 7 MDF 和 HMIL/WF 材料生命周期环境影响结果

Table 7 LCA of MDF production and HMIL/WF composites

Sample	ADP	AP	EP	GWP	ODP	POCP	总和
MDF	9.85×10^{-9}	5.62×10^{-10}	3.84×10^{-10}	3.16×10^{-9}	2.76×10^{-16}	5.94×10^{-10}	4.71×10^{-9}
HMIL/WF	6.48×10^{-9}	4.35×10^{-10}	3.06×10^{-10}	3.09×10^{-9}	6.11×10^{-16}	3.88×10^{-10}	4.22×10^{-9}

5 结论 (Conclusions)

1) 在 1 m^3 HMIL/WF 材料生产中, 6 种环境影响类型 GWP、AP、POCP、EP、ADP 和 ODP 的潜值分别为 3.09×10^{-9} 、 4.35×10^{-10} 、 3.88×10^{-10} 、 3.06×10^{-10} 、 6.48×10^{-12} 和 6.11×10^{-16} 。其中, GWP 是 HMIL/WF 材料环境影响的主要类型。在 3 个子系统中, 纤维制造子系统对各环境影响贡献值最大, 此次是产品成型子系统, 后期加工子系统对环境影响最小。

2) 生产 1 m^3 HMIL/WF 材料, 热能消耗、电能消耗、 H_2O_2 生产、AL 制备和运输阶段的影响总值分别为 1.89×10^{-9} 、 1.55×10^{-9} 、 6.56×10^{-10} 、 8.88×10^{-11} 、 3.30×10^{-11} 。热能消耗和电能消耗是 HMIL/WF 材料生产中环境影响的主要环节。由于煤炭燃烧产生的污染物排放, 热能消耗环节的 GWP、AP、POCP、EP 和 ADP 的影响值为 HMIL/WF 材料生产各环节的最高值。同时, 运输阶段产生了最高的 ODP 影响值。

3) 与传统 MDF 相比, HMIL/WF 材料环境影响总值减少 10.4%, 是一种更环保型人造板产品。通过采用半干法制备工艺, 以复配改性木质素磺酸铵为粘合剂, 在一定程度上减少了石油基资源和能源的消耗, 有利于降低生产过程中对环境的影响。

责任作者简介: 郭明辉, 女, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事木材科学, 木材功能性改良, 复合材料生命周期评价等方面的研究。主持和参加国家级科研项目等 20 余项, 发表科研论文 120 余篇。

参考文献 (References):

González-García S, Feijoo G, Heathcote C, *et al.* 2011. Environmental assessment of green hardboard production coupled with a laccase

activated system [J]. *Journal of Cleaner Production*, 19(5): 445-453

González-García S, Feijoo G, Widsten P, *et al.* 2009. Environmental performance assessment of hardboard manufacture [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(5): 456-466

Guinee J. 2002. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(5): 311-313

李晓平, 周定国, 于艳春. 2010. 利用生命周期评价法评价农作物秸秆人造板的环境特性 [J]. *浙江林学院学报*, 27(2): 210-216

Liu Y, Li K. 2006. Preparation and characterization of demethylated lignin-polyethylenimine adhesives [J]. *The Journal of Adhesion*, 82(6): 593-605

Luz S M, Caldeira Pires A, Ferrao P. 2010. Environmental benefits of substituting talc by sugarcane bagasse fibers as reinforcement in polypropylene composites: Ecodesign and LCA as strategy for automotive components [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12): 1135-1144

Privas E, Navard P. 2013. Preparation, processing and properties of lignosulfonate - flax composite boards [J]. *Carbohydrate Polymers*, 93(1): 300-306

Puettmann M E, Wilson J B. 2007. Life-cycle analysis of wood products: Cradle-to-gate LCI of residential wood building materials [J]. *Wood and Fiber Science*, 37: 18-29

Rivela B, Hospido A, Moreira T, *et al.* 2006. Life Cycle Inventory of Particleboard: A Case Study in the Wood Sector (8 pp) [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2): 106-113

Rivela B, Moreira M, Feijoo G. 2007. Life cycle inventory of medium density fibreboard [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(3): 143-150

孙启祥. 2001. 从生命周期角度评估木材的环境友好性 [J]. *安徽农业大学学报*, 28(2): 170-175

Silva D, Lahr F, Garcia R, *et al.* 2013. Life cycle assessment of medium density particleboard (MDP) produced in Brazil [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7): 1404-1411

Song Y S, Youn J R, Gutowski T G. 2009. Life cycle energy analysis of fiber-reinforced composites [J]. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 40(8): 1257-1265

Ten E, Vermerris W. 2015. Recent developments in polymers derived

- from industrial lignin [J]. *Journal of Applied Polymer Science*, 132 (24): 42069
- Tong L, Liu X, Liu X, *et al.* 2013. Life cycle assessment of water reuse systems in an industrial park [J]. *Journal of Environmental Management*, 129: 471-478
- 王爱华. 2007. 竹/木质产品生命周期评价及其应用研究 [D]. 北京: 中国林业科学研究院
- Widsten P, Kandelbauer A. 2008. Laccase applications in the forest products industry: A review [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 42(4): 293-307
- 向仕龙, 魏新莉, 刘文金. 2007. 从生命周期角度评价刨花板的环境特性 [J]. *中南林业科技大学学报*, 27(6): 166-168
- 徐小宁, 陈郁, 张树深, 等. 2013. 复合硅酸盐水泥的生命周期评价 [J]. *环境科学学报*, 33(9): 2632-2638
- 薛拥军, 向仕龙, 刘文金. 2006. 中密度纤维板产品的生命周期评价 [J]. *林业科技*, 31(6): 47-49
- 燕鹏飞, 杨军. 2008. 木结构产品物化环境影响的定量评价 [J]. *清华大学学报: 自然科学版*, 48(9): 1395-1398
- 余翔. 2011. 竹集成材地板和竹重组材地板生命周期评价(LCA)比较研究 [D]. 福州: 福建农林大学
- 袁媛, 郭明辉. 2014. 复配改性工业木质素/木纤维复合材料的制备与表征 [J]. *复合材料学报*, 31(4): 1098-1105
- 袁媛, 王军各, 倪晓慧, 等. 2011. 漆酶活化工业木质素制备环保型纤维板的工艺参数及产品性能 [J]. *东北林业大学学报*, 39(5): 81-83
- Yoshioka T, Aruga K, Nitami T, *et al.* 2005. Energy and carbon dioxide (CO₂) balance of logging residues as alternative energy resources: system analysis based on the method of a life cycle inventory (LCI) analysis [J]. *Journal of Forest Research*, 10(2): 125-134