

规模化养牛场粪便处理生命周期评价

张颖¹, 夏训峰², 李中和¹, 王明新³, 杨天学², 席北斗²

(1.中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院,北京 100083;2.中国环境科学研究院,北京 100012;3.江苏工业学院环境与安全工程学院,江苏 常州 213164)

摘要 以某规模化养牛场为例,应用生命周期评价方法,对畜禽粪便两种不同处理方式的生命周期污染物排放清单分析,在此基础上进行了生命周期环境影响评价。结果表明,畜禽粪便处理过程中主要的环境影响类型是全球变暖,其次是环境酸化和富营养化。其中好氧堆肥工艺的环境酸化和富营养化潜力大于厌氧发酵处理工艺,厌氧发酵工艺全球变暖潜力大于好氧堆肥。综合比较,厌氧发酵的环境影响优于好氧堆肥,其环境影响综合指数分别为 0.011 2、0.024 3,该养殖场宜采用厌氧发酵工艺处理畜禽粪便。

关键词 生命周期评价 畜禽粪便处理 好氧堆肥 厌氧发酵

中图分类号 X820.3 **文献标志码** A **文章编号** 1672-2043(2010)07-1423-05

Life Cycle Assessment of Manure Treatment in Scaled Cattle Farms

ZHANG Ying¹, XIA Xun-feng², LI Zhong-he¹, WANG Ming-xin³, YANG Tian-xue², XI Bei-dou²

(1. School of Chemical & Environmental Engineering, China University of Mining & Technology, Beijing 100083, China; 2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3. College of Environmental & Safety Engineering, Jiangsu Polytechnic University, Changzhou 213164, China)

Abstract In this study, life cycle assessment methodology was applied to assess two kinds of manure treatment processes in scaled cattle farms from the point of life cycle environmental impacts. By establishing and analyzing life cycle inventory of manure treatment in a certain scaled cattle farm, the results showed that the significant environmental impact factor was global warming during the process of manure treatment, and the next was acidification and eutrophication. Further, the potentials of acidification and eutrophication in aerobic composting process were greater than those in anaerobic fermentation process, conversely the potential of global warming in anaerobic fermentation process was greater than that in aerobic composting process. By comprehensive comparison, the aggregate life cycle environmental impact index of anaerobic fermentation process and aerobic composting process were respectively 0.011 2 and 0.024 3, which indicated that the environmental impact of anaerobic fermentation process was smaller than that of aerobic composting process, and therefore anaerobic fermentation process was recommended to treat manure in the scaled cattle farm.

Keywords life cycle assessment; manure treatment; aerobic composting; anaerobic fermentation

随着人们对肉蛋奶等产品的需求量不断提高,我国养殖业由过去的农家畜牧养殖,逐步转化为规模化、集约化的商品养殖场,给人们生活带来便利的同时,却给生态环境带来沉重的负担。据调查,2003年,我国畜禽粪尿产生量已接近 20 亿 t,是同期工业固体废弃物的 2.7 倍^[1]。

对畜禽粪便的综合处理能尽可能的利用养分和能源,减少或消除环境污染物的排放。好氧堆肥和厌氧发酵是近年来研究较多,应用较广泛的两种畜禽粪便综合处理方法。陈广银等^[2]对稻草与猪粪混合厌氧消化的特性进行了研究;单德鑫等^[3]研究了牛粪好氧堆肥对难溶性磷的转化量;S. Uludag-Demirer 等^[4]通过向牛粪厌氧发酵液中添加鸟粪石,提高系统的氨氮去除率;Ivan Petric 等^[5]通过向家禽粪便添加麦秸调节 C/N 比,利于好氧堆肥处理。而对两种处理过程中的环境影响的研究涉及甚少,本文拟采用生命周期评价的方法,从环境影响的角度对两种处理方法进行比较

收稿日期 2009-12-17

基金项目 国家科技支撑计划项目(2008BAD4B05) 国家水体污染控制与治理科技重大项目(2009ZX07632-02)

作者简介 张颖(1987—),女,安徽砀山人,硕士研究生,主要研究方向为生命周期评价。E-mail: zhying010@126.com

研究。生命周期评价考虑到整个工艺过程中能源消耗和污染物的排放,能较全面地反映两种处理方法的环境影响。

1 材料与方法

1.1 研究区域与数据来源

研究区域为我国东部发达地区,由于畜禽运输及保鲜等问题,规模化养殖场聚集在大中城市近郊,周边没有足够的土地消纳畜禽粪便和养殖废水,必须进行废弃物的处置。

研究对象为某规模化养牛场,年存栏量为 400 头奶牛,粪便采用干清粪方式处理,粪、尿及生产废水的产生量见表 1,牛粪成分见表 2,废水中污染物浓度见表 3^[6]。

表 1 牛粪尿的产生量

Table 1 Generation of cattle dung per day

项目	排泄系数/kg·d ⁻¹ ·头 ⁻¹	产生量/kg·d ⁻¹
牛粪	30	12 000
尿液	18	7 200
生产废水	48	19 200

表 2 牛粪主要成分 (%)

Table 2 Composition table of dairy manure (%)^[4]

水分	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CO ₂	TC	MgO
80.1	0.42	0.34	0.34	0.33	9.1	0.16

表 3 生产废水中污染物浓度

Table 3 Concentration of contaminant in wastewater

COD _C /mg·L ⁻¹	NH ₃ -N/mg·L ⁻¹	TN/mg·L ⁻¹	TP/mg·L ⁻¹
918~1 050	41.6~60.4	57.4~78.2	16.3~20.4

本研究对牛粪两种不同的处理方式即好氧堆肥和厌氧发酵进行比较分析。

好氧堆肥 在人工控制的好氧条件下,在一定水分、C/N 和通风条件下,通过微生物的发酵作用,将对环境有潜在危害的有机质转变为无害的有机肥料的过程。在这种过程中,有机物由不稳定状态转化为稳定的腐殖质物质。

厌氧发酵:微生物的物质代谢和能量转换过程,在分解代谢过程中沼气微生物获得能量和物质,以满足自身生长繁殖,同时大部分物质转化为甲烷和二氧化碳。

1.2 生命周期评价

根据国际标准 ISO14040 《生命周期评价原则与框架》^[7],LCA 的实施步骤分为目标和范围的界定、清

单分析、影响评价和结果解析 4 个部分。

1.2.1 目标和范围的定义

本研究以处理 1 t 牛粪为评价的功能单位,分析两种不同粪便处理方式——厌氧发酵、好氧堆肥过程中的能源投入、污染物的排放,通过环境影响的大小比较两种处理方式的优劣。生命周期的起始边界为牛粪收集转运至处理区域,终止边界为固废形成成熟的堆肥产品,废水能达标排放。具体研究范围如图 1、图 2 所示。

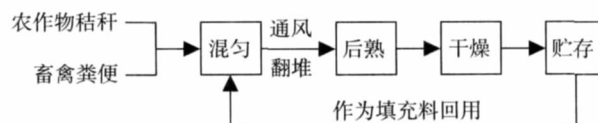


图 1 好氧堆肥工艺研究范围

Figure 1 The research scope of aerobic composting process

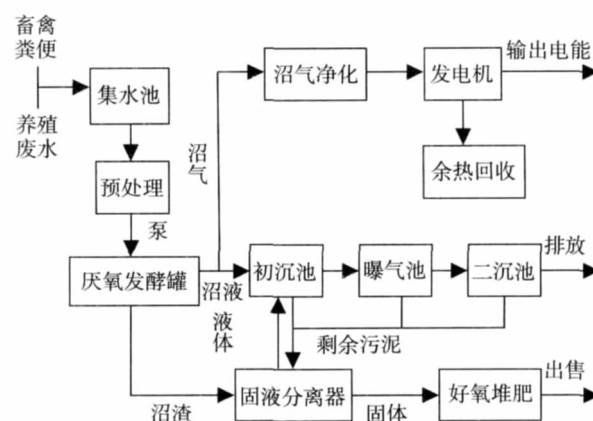


图 2 厌氧发酵工艺研究范围

Figure 2 The research scope of anaerobic fermentation process

1.2.2 清单分析

1.2.2.1 好氧堆肥

采用中科院成都生物所研究开发的一次性静态好氧堆肥技术,槽式翻堆自然通风,主发酵期(7 d)后,在同一发酵槽内进行降温干燥,直至腐熟。主发酵期内每日翻堆 1 次。翻堆机型号 RY-2000,处理能力 400~500 m³·h⁻¹。翻堆总能耗为 3 kWh。电力生产过程中污染物的排放见表 4。

表 4 电力生产过程污染物排放^[8]

Table 4 Pollutants emission of electrical production process^[8]

污染物类别	排放量/kg·kWh ⁻¹	污染物类别	排放量/kg·kWh ⁻¹
CO ₂	1.07	CH ₄	2.60×10 ⁻³
SO ₂	9.93×10 ⁻³	NM VOC	4.87×10 ⁻⁴
NO _x	6.46×10 ⁻³	烟尘	2.02×10 ⁻²
CO	1.55×10 ⁻³		

秸秆与牛粪的混合比按以下公式计算：

$$M = \frac{(W_m - W)}{(W_b - W_m)}$$

式中： M 为秸秆与牛粪质量的比值； W_m 为混合物料含水率，取 55%； W_b 为秸秆含水率，%； W_c 为牛粪便含水率，%。

已知秸秆含水率 10%，牛粪便含水率 80.1%，计算得秸秆与牛粪的混合比为 0.56，即好氧堆肥处理 1 t 牛粪需添加农作物秸秆 560 kg。

堆肥过程中，温室气体的排放系数参见陆日东等^[9]的研究结果， CO_2 、 CH_4 、 NO_2 的排放速率变化范围分别为 $41.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $1.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $94.41 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ； NH_3 的排放系数采用关升宇^[10]在牛粪发酵过程中氮磷转化的研究成果，见表 5。

表 5 氨挥发试验结果

Table 5 The results of ammonia volatilization test

项目	培养时间/d			
	7	14	20	30
氨挥发量累积/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	868.0	927.6	933.3	961.2
占总挥发量的百分数/%	90.3	96.5	97.1	100

养殖废水的处理采用活性污泥法，在处理过程中约有 1/3 的有机物被分解生成 CO_2 等，并提供能量；其余的 2/3 被转化，进行微生物自身生长繁殖^[11]。排放的主要污染物为 CO_2 ，功能单位 CO_2 的排放量为 23.091 kg 。

沼液处理后的出水达到《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596—2001) 的要求，则其中 BOD_5 、 COD 、 SS 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TP 排放量分别为 0.24、0.64、0.32、0.128、 $0.013 \text{ kg} \cdot \text{FU}^{-1}$ 。

1.2.2.2 厌氧发酵

采用湿法厌氧发酵工艺，粪便 TS 浓度为 6%，全混合式消化器，具有搅拌装置，中温 (30~45 °C)，恒温半连续投料，水力停留时间 (Hydraulic Retention Time, HRT) = 10 d。

电力的使用主要集中在消化器搅拌装置、曝气池中的曝气装置。搅拌装置功率为 1.5 kWh，每日启动 2 次，每次 2 h；曝气装置功率为 11 kWh，每日启动 24 h。消化器每日进料约 0.8 t，好氧处理阶段每日处理废水约 12 m^3 ，功能单位电力的消耗为 73.5 kWh。

(1) 厌氧发酵过程

收集的牛粪需加入少量圈舍冲洗水，进沼气池前进行调浆，控制浓度为 6% 左右，则处理一吨牛粪加入

废水 3 117.67 L。

牛粪的产气量为 $0.3 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ 干物质^[12]，可计算出沼气产出量为 $59.7 \text{ m}^3 \cdot \text{FU}^{-1}$ 。

沼气主要成分是甲烷 CH_4 占 60%， CO_2 占 35%，则 CH_4 的产生量为 $35.82 \text{ m}^3 \cdot \text{FU}^{-1}$ ， CO_2 产生量为 $20.90 \text{ m}^3 \cdot \text{FU}^{-1}$ ，即 $41.32 \text{ kg} \cdot \text{FU}^{-1}$ (CO_2 密度为 $1.977 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)，其余的成分含量较小，忽略不计。

(2) 沼气发电过程

每立方米沼气可发电约 2 kWh^[13]，功能单位发电量为 71.64 kWh。

利用沼气能源时，沼气中 H_2S 的含量不得超过 $20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[14]。假设沼气经过净化能满足发电的要求，则沼气燃烧产生 SO_2 量为 $1.194 \text{ g} \cdot \text{FU}^{-1}$ 。沼气燃烧过程中的 CO_2 排放量采用王革华^[15]的计算方法， $C_{BG} = 11.725 B_G$ ，计算得沼气燃烧过程中 CO_2 的功能单位排放量为 $42.64 \text{ kg} \cdot \text{FU}^{-1}$ 。

(3) 沼液沼渣综合处理过程

厌氧发酵后的出水进行固液分离，沼液溢流进入沼液好氧后处理系统，达标排放，沼渣运送至有机肥车间，利用发电机余热干燥，包装后出售。沼渣沼液中主要成分的含量见表 6^[16]。

表 6 厌氧发酵残余物成分

Table 6 The ingredients list of anaerobic fermentation residues

项目	全 N/%	全 P/%	有机质/%	腐植酸/%
沼液	0.257	0.054 9	3.23	0.187
沼渣	3.874	2.389	30.43	20.325

沼渣的处理过程中，对环境的影响较小，忽略不计，沼液好氧处理过程中排放的气体污染物主要考虑 CO_2 。沼液好氧处理过程中，功能单位 CO_2 的排放量为 147.666 kg 。

沼液处理后的出水达标排放，则 BOD_5 、 COD 、 SS 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TP 排放量分别为 0.467、1.247、0.624、0.250、 $0.025 \text{ kg} \cdot \text{FU}^{-1}$ 。

具体清单见表 7。

1.3 影响评价

影响评价包括特征化、标准化和加权评估 3 个步骤。

1.3.1 特征化

特征化是对环境排放清单进行分类计算并计算环境影响潜力的过程。本文中主要考虑富营养化潜力 (Eutrophication Potential, EP)、全球变暖潜力 (Global Warming Potential, GWP)、酸化潜力 (Acidification Potential, AP) 三种环境影响类型，特征化的计算采用当

表 7 牛粪处理生命周期清单

Table 7 Life cycle inventory of dairy manure treatment processes

项目	污染物	好氧堆肥	厌氧发酵
污染物排放/kg	CO ₂	36.201 0	233.616 2
	SO ₂	0.030 3	0.020 4
	NO _x	0.042 1	0.012 0
	CO	0.004 7	0.002 9
	CH ₄	0.331 8	0.004 8
	NH ₃	0.961 2	
	BOD	0.240 0	0.467 0
	COD	0.640 0	1.247 0
	NH ₃ -N	0.128 0	0.250 0
	TP	0.001 3	0.025 0
能源消耗/kWh	电力	3	1.86

量系数法。全球变暖以 CO₂ 为参照当量,CO、CH₄、NO_x 的当量系数分别为 2、21、310^[17]。环境酸化以 SO₂ 为参照物,NO_x 和 NH₃ 的当量系数分别为 0.7 和 1.89^[18]。富营养化以 PO₄³⁻ 为参照物,NO_x、NO₃-N 和 NH₃ 的当量系数分别为 0.1、0.42 和 0.35^[19]。

1.3.2 归一化

归一化的方法一般是用基准量去除类型参数：

$$N_i = C_i / S_i$$

式中 N 为归一化的结果； C 为特征化结果； S 为基准量； i 为环境影响类型。

本文采用 Stranddorf et al^[20]2005 年 11 月发布的世界人均环境影响潜力作为环境影响基准。具体数据见表 8。

表 8 世界人均环境影响潜力

Table 8 The world's environmental impact potentials per person

环境影响类型	单位	人均当量
全球变暖	kg CO ₂ eqv·a ⁻¹	8 700
环境酸化	kg SO ₂ eqv·a ⁻¹	35
富营养化	kg PO ₄ ³⁻ eqv·a ⁻¹	59

1.3.3 加权

本文根据王明新等^[21]对以环境科学和农业生态为主要背景的 16 位专家调查确定的权重系数,进行归一化后取全球变暖 (0.32)、酸化效应 (0.36) 和富营养化 (0.32) 为权重系数,然后进行加权。

2 结果与分析

经分析,粪便处理生命周期环境影响较大的是全球变暖、环境酸化和富营养化。好氧堆肥 3 种环境影响潜力分别为 0.006 7、0.053 3 和 0.009 2,即利用好

氧堆肥工艺处理 1 t 牛粪产生的全球变暖、环境酸化、富营养化潜力相当于世界人均环境影响潜力的 0.67%、5.33% 和 0.92%；厌氧发酵的 3 种环境影响潜力分别为 0.027 3、0.000 8 和 0.006 7,即利用厌氧发酵工艺处理 1 t 牛粪产生的全球变暖、环境酸化、富营养化潜力相当于世界人均环境影响潜力的 2.73%、0.08% 和 0.67%。经加权后好氧堆肥、厌氧发酵的综合环境影响潜力分别为 0.024 3 和 0.011 2。具体见表 9。

表 9 两种处理工艺的综合环境影响值

Table 9 The aggregate environmental impact index of the two processes

项目	全球变暖	环境酸化	富营养化	综合影响
权重	0.32	0.36	0.32	
好氧堆肥	0.006 7	0.053 3	0.009 2	0.024 3
厌氧发酵	0.027 3	0.000 8	0.006 7	0.011 2

根据本研究的研究结果,好氧堆肥工艺的环境影响是厌氧发酵工艺的 2 倍多,说明对于畜禽粪便的处理,厌氧发酵工艺对环境的影响更小,更具有环境友好性。

对于全球变暖的潜力,厌氧发酵工艺大于好氧堆肥,大约 4 倍。主要原因是在好氧堆肥的过程中粪便中的碳大都转化成腐殖质继续留在固相中,而厌氧发酵大多生产甲烷,甲烷燃烧发电又把碳转化成二氧化碳释放到空气中,造成全球变暖潜力增大。

好氧堆肥工艺的环境酸化潜力远远大于厌氧发酵工艺,约达 66 倍。一方面是由于在好氧微生物的作用下,N、P 和 S 元素被氧化生成 NH₃、PO₄³⁻、SO₄²⁻,造成酸化潜力变大;另一方面,厌氧发酵产生的沼气经过脱硫塔,其中的 H₂S 浓度降低到了 20 mg 以下,营养元素 N、P 在发酵过程中转化成稳定的物质留在沼渣中,对环境产生影响较小。

富营养化的潜力也是好氧堆肥大于厌氧发酵工艺,约为 1.37 倍,原因大致同酸化潜力。

3 讨论与结论

两种处理方式——好氧堆肥、厌氧发酵的环境影响类型主要有全球变暖、环境酸化和富营养化。好氧堆肥的环境影响集中在环境酸化和富营养化;厌氧发酵的环境影响主要是全球变暖。综合比较,规模化养殖场畜禽粪便的处理最好采用厌氧堆肥工艺,不仅可以减少环境影响,还可以节省能源。

在好氧堆肥的过程中,可以适当添加复合菌剂,

减少堆肥过程中污染气体的排放,降低酸化和富营养化的潜力。厌氧发酵工艺沼渣的处理阶段电力消耗特别大,应采取节能措施,提高氧气的利用效率,可以更好的降低各种环境影响。

本研究从环境影响的角度对东部发达地区规模化养殖场畜禽粪便处理工艺进行了清单分析和影响评价,可为畜禽养殖场粪便处理工艺的选择和生命周期环境管理提供科学依据,也可以为进一步开展畜禽产品环境评价和生命周期管理提供数据基础。但也存在一些不足之处,如人体毒性、生态毒性等环境影响类型由于数据缺乏原因没有考虑,以后的研究要注意这两方面数据的收集。

参考文献:

- [1] 马洪儒, 茹宗玲. 城郊养殖场污染治理与环能工程[M]. 长沙: 湖南大学出版社, 2007: 1.
MA Hong-ru, RU Zong-ling. Pollution treatment of livestock farm in suburbs and environmental-energy project[M]. Changsha: Hunan University Press, 2007: 1.
- [2] 陈广银, 郑正, 邹星星, 等. 稻草与猪粪混合厌氧消化特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28 (1): 185-188.
CHEN Guang-yin, ZHENG Zheng, ZOU Xing-xing, et al. Anaerobic co-digestion of rice straw and swine feces[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28 (1): 185-188.
- [3] 单德鑫, 李淑芹, 许景钢. 好氧堆肥对难溶性磷转化的影响[J]. 环境科学学报, 2009, 29 (1): 146-150.
SHAN De-xin, LI Shu-qin, XU Jing-gang. Effects of aerobic composting on transformation of rock phosphate[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29 (1): 146-150.
- [4] S Uludag-Demirer, G N Demirer, C Frear, et al. Anaerobic digestion of dairy manure with enhanced ammonia removal[J]. *Journal of Environmental Management*, 2008, 86: 193-200.
- [5] Ivan Petric, Almir Sestan, Indira Sestan. Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2009, 87 (3): 206-212.
- [6] 张克强, 高怀友, 季民, 等. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004: 22-25.
ZHANG Ke-qiang, GAO Huai-you, JI Min, et al. Treatment and disposal of livestock and poultry breeding pollutant [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004: 22-25.
- [7] ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040: 2006 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework[S]. Geneva: ISO.
- [8] 金晶. 脱硫石膏综合利用途径及环境影响评价[D]. 北京: 北京科技大学硕士论文, 2007.
JIN Jing. Analysis on environmental impact and application prospect of the comprehensive utilization ways of FGD gypsum[D]. Beijing: Master Thesis of University of Science and Technology, 2007.
- [9] 陆日东, 李玉娥, 万运帆, 等. 堆放奶牛粪便温室气体排放及因子研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23 (8): 198-204.
LU Ri-dong, LI Yu-e, WAN Yun-fan, et al. Emission of greenhouse gases from stored dairy manure and influence factors[J]. *Transactions of the CSAE*, 2007, 23 (8): 198-204.
- [10] 关升宇. 牛粪发酵过程中的氮磷转化[D]. 哈尔滨: 东北农业大学硕士论文, 2006.
GUAN Sheng-yu. Nitrogen and phosphorus transformations in dairy manure fermentation[D]. Harbin: Master Thesis of Northeast Agricultural University, 2006.
- [11] 高廷耀, 顾国维. 水污染控制工程(下册)[M]. 北京: 高等教育出版社, 1999: 58-63.
GAO Ting-yao, GU Guo-wei. Water pollution control engineering (II) [M]. Beijing: Higher Education Press, 1999: 58-63.
- [12] 吴香尧. 成都地区畜禽粪便污染治理工艺技术引论[M]. 成都: 西南财经大学出版社, 2008: 56-67.
WU Xiang-yao. An introduction to technology of livestock manure treatment in Chengdu[M]. Chengdu: Press of Southwestern University of Finance and Economics, 2008: 56-67.
- [13] 周孟津, 张榕林, 蔺金印. 沼气实用技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004: 5-23.
ZHOU Meng-jin, ZHANG Rong-lin, LIN Jin-yin. The operative technology of biogas[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004: 5-23.
- [14] 王刚, 王欣, 高德玉, 等. 沼气生物脱硫技术研究[J]. 应用能源技术, 2008 (5): 33-35.
WANG Gang, WANG Xin, GAO De-yu, et al. Study on the biological desulphurization technology for biogas[J]. *Applied Energy Technology*, 2008 (5): 33-35.
- [15] 王革华. 农村能源建设对减排 SO₂ 和 CO₂ 贡献分析方法[J]. 农业工程学报, 1999, 15 (1): 169-172.
WANG Ge-hua. Analysis method on reducing emission of SO₂ and CO₂ by rural energy construction[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 1999, 15 (1): 169-172.
- [16] 林聪, 王久臣, 周长吉. 沼气技术理论与工程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006: 218-229.
LIN Cong, WANG Jiu-chen, ZHOU Chang-ji. The theory and engineering project of biogas technology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2007: 218-229.
- [17] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 1995-the science of climate change[M]. University Press, Cambridge, UK, 1996.
- [18] Reinhardt G A. Bilanzen über die gesamten Lebenswege[M]//Kaltschmitt, M, Reinhardt G A. Wachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Verlag Vieweg, Braunschweig, Wiesbaden, Germany, 1997: 84-95.
- [19] Brentrup F, Küsters J, Lammel J, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology I: Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production[J]. *Europe J Agronomy*, 2004, 20: 247-264.
- [20] Heidi K. Strand dorf, Leif Hoffmann Anders Schmidt. Update on impact categories, normalization and weighting in LCA. Danish Environmental Protection Agency[R]. Version 1.0 November 2005.
- [21] 王明新, 包永红, 吴文良, 等. 华北平原冬小麦生命周期环境影响评价[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25 (5): 1127-1132.
WANG Ming-xin, BAO Yong-hong, WU Wen-liang, et al. Life cycle environmental impact assessment of winter wheat in North China plain [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25 (5): 1127-1132.