

# 污水污泥处理的碳排放及其低碳化策略

李欢<sup>a</sup>, 金宜英<sup>b</sup>, 李洋洋<sup>b</sup>

(清华大学 a. 深圳研究生院, 深圳 518055; b. 环境科学与工程系, 北京 100084)

**摘要:** 污水污泥处理过程中的碳排放是温室气体的重要来源。为了促进污泥处理过程的碳减排, 针对常用污泥处理技术采用质量平衡模型进行碳排放核算, 通过低碳化程度评估, 建立了面向不同层次需求的污水污泥低碳化处理策略。结果表明, 污泥厌氧消化产沼利用、余热干化后焚烧或混烧发电等技术的低碳化程度最高, 分别为 89.6%、80.3% 和 76.6%; 而在不具备上述处理条件的地区, 采用好氧堆肥或在填埋前进行好氧稳定预处理也是较好的低碳处理方式。低碳化处理作为污泥处理的新策略, 必须与具体区域的经济、技术、社会条件相结合, 以适应中国污泥处理从卫生无害到碳减排的多层次需求。

**关键词:** 污水污泥; 填埋; 焚烧; 低碳化策略

**中图分类号:** X705      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1674-4764(2011)02-0117-05

## Carbon Emission and Low-carbon Strategies of Sewage Sludge Treatment

LI Huan<sup>1</sup>, JIN Yi-ying<sup>2</sup>, LI Yang-yang<sup>2</sup>

(a. Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen 518055, China;

b. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

**Abstract:** The carbon emission during sewage sludge treatment is an important source of greenhouse gas. For the carbon reduction, the emissions from common treatment technologies are calculated with the mass balance model, then their low-carbon degrees are evaluated, and finally the low-carbon treatment strategies are put forward for different requirements. The results show that the technologies, such as digestion for methane recovery, incineration or co-incineration for power production after drying with industrial waste heat, are the ones with the lowest carbon emission. Their low-carbon degrees are 89.6%, 80.3% and 76.6% respectively. In the area where the above technologies cannot be applied, aerobic composting or landfill with aerobic stabilization pretreatment are the effective methods to reduce carbon emission. The low-carbon treatment strategy, a new part of sludge treatment strategies, should be applied combining the local economy, technology and social conditions, so that it can meet the different requirements from sanitation to carbon emission reduction.

**Key words:** sewage sludge; landfill; incineration; low carbon strategy

随着中国城镇污水排放量的增加和处理率的提高, 污水污泥产生量也快速增长。由于中国污泥处理事业起步较晚, 目前仍有相当部分污泥采用简易堆放、填埋等处理方式, 在污泥厌氧发酵过程中产生的大量甲烷, 已经成为中国温室气体的重要来源<sup>[1]</sup>。

因此, 减少包括污水污泥在内固体废弃物处理过程的碳排放, 被中国应对气候变化国家方案列为中国温室气体减排的重要措施<sup>[2]</sup>。随着中国越来越多城市开始建设低碳经济社会, 污水污泥作为大宗城市固体废弃物, 其碳排放和减排潜力将发挥重要影响。

收稿日期: 2010-11-15

基金项目: 十二五科技支撑计划项目(2009BAC64B06)

作者简介: 李欢(1979-), 男, 博士, 主要从事固体废物资源化研究, (E-mail) sunpace@vip.163.com

为了实现污泥的低碳化处理,研究者发展了城市污水厂包括污泥处理在内的碳排放评估方法<sup>[3]</sup>,分析了特定污泥处理过程的碳排放,如堆肥<sup>[4-5]</sup>,厌氧消化<sup>[6-7]</sup>,热氧化处理<sup>[8]</sup>和土地利用<sup>[9]</sup>等,并通过对不同技术组合的分析,筛选最佳的低碳排放污泥处理流程<sup>[10]</sup>。欧盟已经开始考虑包括污水污泥在内固体废物处理的系统碳减排策略<sup>[11]</sup>,如甲烷回收利用<sup>[12-13]</sup>,处理技术改造<sup>[14]</sup>等。目前关于中国污泥处理过程碳排放的系统研究还很少,该文将针对常用污水污泥处理处置技术,系统分析其碳排放和减排情况结合无害化、减量化、资源化原则,以及中国不同区域的经济技术条件,初步建立污水污泥的低碳化处理策略。

## 1 研究方法

### 1.1 研究对象和边界

清洁发展机制(CDM)的碳排放核算基于长期全球碳平衡,因此不计入污泥等生物质降解或焚烧产生的CO<sub>2</sub>。然而,生物质焚烧生成的CO<sub>2</sub>需要经过数十年乃至上百年才能重新汇集到生物体内,而堆肥处理使得大量碳元素保留在堆肥产品中,经施用后大部分仍保持生物质碳状态(如土壤腐殖质),因此污泥焚烧和堆肥的实际碳排放效应并不相同。以80%含水率的脱水污泥为研究对象,碳排放核算既包括CH<sub>4</sub>,也包括CO<sub>2</sub>,此外还包括处理过程消耗能量产生的碳排放,同时扣除输出能量或产物用于替代燃料/原料所产生的减排效应,其研究边界如图1所示。

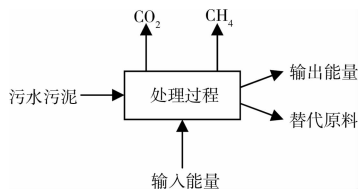


图1 生活垃圾低碳化处理研究边界示意

### 1.2 低碳化评估方法和基准

为了便于对不同污泥处理过程的碳排放进行比较,在核算碳排放的基础上,参考资源化处理率等指标,定义处理过程的低碳化程度( $D_{LC}$ )为

$$D_{LC} = (E_{max} - E) / E_{max}, \text{ 其中 } E = E_C - E_R \quad (1)$$

式中, $E_{max}$ 为最大碳排放,取厌氧填埋情况下的碳排放值,作为比较基准; $E$ 为某项处理过程的总碳排放, $E_C$ 为处理过程的碳排放, $E_R$ 为处理过程的碳减排效应。

## 2 常用污泥处理处置技术的碳排放分析

### 2.1 污泥卫生填埋

采用联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)的质量平衡方法<sup>[15]</sup>计算碳排放。污泥厌氧填埋过程中,CH<sub>4</sub>和CO<sub>2</sub>产生量分别为:

$$E_{CH_4} = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \cdot F \cdot 16/12 \quad (2)$$

$$E_{CO_2} = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot (1 - MCF \cdot F) \cdot 44/12 \quad (3)$$

式中, $W$ 为污泥质量; $DOC$ 为可降解有机碳,污水污泥中 $DOC$ 取决于产生该污泥的废水来源、处理工艺,IPCC推荐值为干污泥的40—50%<sup>[15]</sup>,按污泥含水率80%计,则湿污泥 $DOC$ 含量为8~10%,按10%计算; $DOC_f$ 为实际分解的可降解有机碳比例,IPCC推荐取50%<sup>[15]</sup>; $MCF$ 为甲烷修正因子,对于厌氧填埋场,可以选择为100%; $F$ 为填埋气体中的CH<sub>4</sub>体积比例,按50%计;16/12为CH<sub>4</sub>/C分子量比率;44/12为CO<sub>2</sub>/C分子量比率。

将式(2)和(3)相加,1 t CH<sub>4</sub>的全球变暖趋势(GWP)按21 t CO<sub>2</sub>计,代入相关参数( $DOC=10\%$ , $DOC_f=0.5$ , $MCF=1$ , $F=0.5$ ),厌氧填埋的碳排放为

$$E_{CH_4} = 0.033 W, E_{CO_2} = 0.092 W$$

$$\text{则 } E_{max} \approx 0.792 W$$

根据CJT249—2007城镇污水处理厂污泥处置混合填埋泥质,污泥含水率要降至60%以下才能进入填埋场,因此脱水污泥需进一步干化,而如果采用热干化,将进一步增加处理过程的碳排放。

### 2.2 污泥干化焚烧发电

污泥中有机碳燃烧最终形成的碳排放为

$$E_{CO_2} = W \cdot CF \cdot OF \cdot 44/12 = 0.312 W \quad (4)$$

其中 $CF$ 为污泥碳含量,取湿污泥的10%; $OF$ 为氧化因子,取85%。

污泥焚烧前一般需干化,不同干化工艺能耗差异较大。1个标准大气压下水的气化潜热为2 512 kJ/kg,1 kg 80%含水率污泥干化至含水率30%,至少需要热量1 793 kJ/kg。统一按无烟煤供热(碳排放因子 $0.098 \times 10^{-3}$  kg/kJ<sup>[15]</sup>),燃煤及干化机综合热效率按50%计,干化系统耗电按35 kWh/t湿污泥计。电力碳排放参考主要火电企业发电单位CO<sub>2</sub>排放量0.7~0.8 kg/kWh<sup>[16]</sup>,这里及后文均取0.8 kg/kWh。则干化过程碳排放约为

$$E'_{CO_2} = W \times 1793/50\% \times 0.098 \times 10^{-3} + 35 \times 0.8 \times 10^{-3} = 0.379 W \quad (5)$$

污泥焚烧发电效率与污泥热值有关,污泥热值差异较大,约在 6 000~24 000 kJ/kg DS(干污泥)之间<sup>[17]</sup>。对于干固体低位热值为 20 000 kJ/kg 的污泥,假设含水率已降至 30%,则 1 kg 原污泥(含水率 80%)含干固体 0.2 kg,发热量 4 000 kJ,含水率降至 30%后,水分剩 0.086 kg,蒸发消耗掉 215 kJ 热量,剩余热量 3 785 kJ。考虑热损失、燃烧效率和发电效率,按 30% 热量用于发电,则 1 136 kJ 用于发电,发电量为 0.315 kWh,焚烧厂本身耗电占发电量约 20%~30%,按对外输出电力 230 kWh/t 计。该条件下的减排量为

$$E_R = W \times 0.230 \times 0.8 = 0.184 \text{ W}$$

因此,污泥焚烧发电的碳排放为

$$E = 0.312 \text{ W} + 0.379 \text{ W} - 0.184 \text{ W} = 0.507 \text{ W}$$

根据式(1),污泥干化焚烧发电的低碳化程度为

$$D_{LC} = (0.792 - 0.507) / 0.792 = 36.0\%$$

如采用余热资源进行污泥干化,则可节约干化能耗,式(5)干化过程碳排放变为

$$E'_{CO_2} = 35 \times 0.8 \times 10^{-3} = 0.028 \text{ W}$$

$$\text{碳排放为 } E = 0.312 \text{ W} + 0.028 \text{ W} -$$

$$0.184 \text{ W} = 0.156 \text{ W}$$

则低碳化程度为

$$D_{LC} = (0.792 - 0.156) / 0.792 = 80.3\%$$

### 2.3 污泥好氧堆肥

污泥好氧堆肥过程中大部分 DOC 转化为 CO<sub>2</sub> 和微生物有机质,少量 CH<sub>4</sub> 产生于堆体的厌氧部分,但其很大程度上在堆体的有氧部分发生氧化。释放到大气的 CH<sub>4</sub> 估值为干材料中初始碳含量的低于 1% 至几个百分点<sup>[15]</sup>。针对具有良好通风系统的堆肥过程,对释放的 CH<sub>4</sub> 采用默认值 0。因此,堆肥处理过程产生的碳排放为:

$$E_{CO_2} = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot 44/12 = 0.238 \text{ W} \quad (6)$$

式中,DOC<sub>f</sub> 为好氧堆肥条件下分解的可降解有机碳比例,考虑堆肥完全腐熟后 DOC 分解率超过 99.5%<sup>[18]</sup>,碳在堆肥过程中约 2/3 转换为 CO<sub>2</sub>,其余 1/3 用于细胞合成<sup>[19]</sup>,因此该值可以取 0.65。

参考《城市生活垃圾堆肥处理工程项目建设标准》,电耗按 10 kWh/t 计算,附加碳排放为

$$E'_{CO_2} = W \times 0.01 \times 0.8 = 0.008 \text{ W}$$

虽然堆肥产品可以用作肥料代替部分化肥,从而减少化肥生产过程的碳排放,然而由于堆肥产品实践中还难以替代化肥,因此不考虑堆肥产品的碳减排效应。总碳排放为

$$E = 0.238 \text{ W} + 0.008 \text{ W} = 0.246 \text{ W}$$

则低碳化程度为

$$D_{LC} = (0.792 - 0.246) / 0.792 = 68.9\%$$

堆肥过程将污泥中大部分 DOC 转化为 CO<sub>2</sub> 和腐殖质,避免了厌氧过程的 CH<sub>4</sub> 排放,从而产生了碳减排效应。由于污泥好氧堆肥的费用大大低于干化焚烧,如果污泥性质和堆肥产品能满足土地利用的要求,好氧堆肥将是一种相对经济的减排手段。此外,对于填埋而言,以污泥稳定化为目的的好氧预处理,也可以减少填埋过程中的甲烷排放。

### 2.4 污泥厌氧消化

污泥消化包括好氧消化和厌氧消化两种方式,后者可以进行沼气利用,是目前中国污泥消化的主要形式。对于污泥厌氧消化产沼发电,污泥厌氧发酵产生的 CH<sub>4</sub> 和 CO<sub>2</sub> 分别为 (DOC=0.1, DOC<sub>f</sub>=0.5)

$$E_{CH_4} = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \cdot F \cdot 16/12 = 0.033 \text{ W} \quad (7)$$

$$E_{CO_2} = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot (1 - MCF \cdot F) \cdot 44/12 = 0.092 \text{ W} \quad (8)$$

处理过程需要消耗电能搅拌并加热(沼气发电余热可供利用),按 40 kWh/t 计,附加碳排放为

$$E'_{CO_2} = W \times 0.04 \times 0.8 = 0.032 \text{ W}$$

甲烷燃烧产生后形成的总碳排放为

$$E_C = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot 44/12 + 0.032 \text{ W} = 0.215 \text{ W} \quad (9)$$

沼气发电效率一般在 25~30%,大约 0.2 kg 甲烷可回收 1 kWh 电能。因此减排量为

$$E_R = E_{CH_4} / 0.2 \times 0.8 = 0.133 \text{ W}$$

总的碳排放为

$$E = E_C - E_R = 0.082 \text{ W}$$

低碳化程度为

$$D_{LC} = (0.792 - 0.082) / 0.792 = 89.6\%$$

污泥消化不仅可以通过沼气利用实现碳减排,而且通过污泥的减量化和稳定化,也可以显著减少脱水泥饼的运输费用和运输过程的碳排放,以及后续填埋过程的碳排放。

### 2.5 污泥混烧处理

利用工业窑炉如水泥窑、电厂燃烧器混烧污泥,可以避免污泥焚烧设施的建设,节约投资费用和设施用地,因此近年来发展十分迅速,这里仅以电厂混烧为例。

#### 1) 湿污泥直接混烧

江苏某热电厂进行了湿污泥混烧实践,污泥干基热值 13 640 kJ/kg,75 t/h 次高压、次高温循环流化床锅炉处理 4 t/h 污泥,污泥与燃煤的掺烧比例约

25~30%。参考式 4), 污泥燃烧过程的碳排放为

$$E_{\text{CO}_2} = 0.312 W$$

由于污泥含水率 80%, 烟气体积增大 12%, 烟气阻力增加 200 Pa 左右, 增加引风机电耗 18 kWh, 污泥系统设备浓料泵、冲洗泵、电动推杆、污水泵、照明耗电 11 kWh。消耗的电能对应碳排放为

$$E'_{\text{CO}_2} = W \times 0.029 \times 0.8 = 0.023 W$$

焚烧污泥 4 t/h 时, 要保持原有热效率需增加 0.054 t 标煤/t 污泥。标煤热量为 29 271 kJ/kg, 按增加煤耗为无烟煤, 因此混烧湿污泥增加的煤耗对应碳排放为

$$E''_{\text{CO}_2} = W \times 0.054 \times 29\,271 \times 0.098 \times 10^{-3} = 0.155 W$$

因此, 湿污泥直接与煤混烧的低碳化程度为

$$D_{\text{LC}} = (0.792 - 0.312 - 0.023 - 0.155) / 0.792 = 38.1\%$$

## 2) 污泥干化后混烧

当污泥量较大时, 难以直接混烧, 需要预先干化。按照热源和换热方式, 典型的污泥干化方法包括两类: 一是利用锅炉烟道抽取的高温烟气或锅炉排烟直接加热湿污泥; 另一类是利用低压蒸汽作为热源, 通过换热装置间接加热污泥。前者污泥干化的电耗为 85 kWh/t, 后者为 35 kWh/t<sup>[20]</sup>。按 35 kWh/t 计, 则干化过程电耗产生的碳排放为

$$E'_{\text{CO}_2} = W \times 0.035 \times 0.8 = 0.028 W$$

干化污泥可以替代部分燃煤, 根据生产数据, 每

吨湿污泥干化后可节约标煤 0.053 t, 标煤热量为 29 271 kJ/kg, 按节约煤耗为无烟煤, 节约煤耗对应碳排放为

$$E_{\text{R}} = W \times 0.053 \times 29\,271 \times 0.098 \times 10^{-3} = 0.152 W$$

因此, 污泥干化后与煤混烧发电的低碳化程度为

$$D_{\text{LC}} = [0.792 - (0.312 + 0.028 - 0.152)] / 0.792 = 76.3\%$$

在电厂, 污泥混烧通过替代燃料产生了明显的碳减排效益, 而在水泥窑混烧过程中, 干化污泥无机部分还可以替代部分原料, 产生附加碳减排效应。

## 2.6 不同处理技术低碳化程度的比较

需要注意的是, 对于同样的污泥处理技术, 不同处理设施、设备的工艺参数、处理水平和能效会有很大差异, 其碳排放也会有所差别, 上述计算结果只反映了该类技术的大概水平, 对于具体项目而言, 可依据公式进行调整。不同处理技术的碳排放情况如表 1 所示, 其中污泥厌氧消化产沼利用、余热干化焚烧/混烧低碳化程度最高, 它们实际上具有双重减排效应, 即减少污泥填埋产生的 CH<sub>4</sub> 排放和减少化石燃料使用产生的 CO<sub>2</sub> 排放, 是首选的污泥低碳化处理技术。好氧堆肥无论是作为单独处理, 还是作为填埋前的预处理, 通过有机质的稳定化和避免甲烷的产生, 相对厌氧填埋也具有明显的减排作用。

表 1 污泥处理过程的碳排放和低碳化程度

	$E_{\text{CH}_4}$ /kg/kg 污泥	$E_{\text{CO}_2}$ /kg/kg 污泥	$E_{\text{C}}$ /kg/kg 污泥	$E_{\text{R}}$ /kg/kg 污泥	$D_{\text{LC}}$
厌氧填埋	0.033	0.092	0.792		
干化+焚烧		0.691	0.691	0.184	36.0%
利用余热干化+焚烧		0.340	0.340	0.184	80.3%
好氧堆肥		0.246	0.246		68.9%
消化产沼发电		0.215	0.215	0.133	89.6%
湿污泥混烧		0.490	0.490		38.1%
余热干化后混烧		0.340	0.340	0.152	76.6%

## 3 污泥的低碳化处理策略

中国地区发展差异较大, 不同地区对污泥处理的要求, 从仅仅满足卫生无害的需求到服务于低碳城市建设, 差别很大。因此, 低碳化仅是延续减量化、无害化、资源化等污泥处理决策的新的组成部分, 它和其它技术、社会、经济因素共同决定污泥处理策略。

根据对污泥处理技术的评估结果, 以及中国社会发展和污泥处理的现状, 要实现污泥的低碳化处理, 首先要考察污泥生物质能利用的可能性, 如污泥量较大, 可以建立厌氧消化设施, 进行产沼发电, 其低碳化程度接近 90%。与厌氧填埋进行沼气回收相比, 厌氧消化的沼气产量稳定, 收集率高, 纯度高, 便于净化利用。如不适宜建设厌氧消化设施, 可以利用当地的水泥窑或燃煤电厂, 混烧经余热干化后

的污泥,从而在减少污泥处理设施投资的同时实现碳减排,而通过节省燃煤并收取污泥处理费用,也可以促进企业发展。当污泥处理量很少时,湿污泥适宜直接混烧,从而节省干化设施建设和运行费用。当不具备上述条件时,可以考虑建设单独的污泥焚烧炉,干化后进行焚烧发电。对于经济相对落后的地区,可以进行好氧堆肥,产品用于矿山土地恢复、园林绿化、填埋覆土等。如缺乏出路,可以考虑将污泥与生活垃圾混合进行好氧预处理,然后进行填埋,预处理仅需一次发酵过程,通过污泥的稳定化,降低含水率,可以减少填埋过程的碳排放,改善填埋作业条件。

上述分析基于中国城市的一般情形,还有部分技术未能列入,如污泥制建材,这些技术也可以实现污泥的资源化利用,但其在我国污泥处理量中所占的比例还较低,因此这里暂未考虑。此外,污泥水分含量高、体积大,减量化对于减少后续处理负担以及处理过程中的碳排放具有重要意义。对于特定城市,尤其是大城市而言,单一的处理技术并不能满足污泥处理的全部需求,因此要根据具体情况选择适当的处理技术组合。综合上述分析,污水污泥的低碳化处理策略决策原则可以依次概括为以下几条:

- 1) 通过强化脱水、消化和利用余热的干化实现污泥减量;
- 2) 通过厌氧消化产沼回收生物质能;
- 3) 余热干化后在电厂、水泥窑混烧;
- 4) 余热干化后焚烧发电;
- 5) 好氧堆肥;
- 6) 通过稳定化预处理减少填埋过程的甲烷排放;
- 7) 降低处理过程能耗。

## 4 结 论

通过对污泥常用处理技术进行碳排放核算,以低碳化方法进行评估,结合区域条件制订低碳化策略,可以得到如下结论:

1) 污泥厌氧产沼利用、余热干化+焚烧发电、余热干化+电厂混烧、好氧堆肥等技术的低碳化程度较高。

2) 低碳化策略是,尽量减少污泥的产生量和处理量,在条件许可的地区开展厌氧产沼利用,或利用余热干化后进入工业窑炉混烧或焚烧发电;而对于经济相对落后的地区,可以采用好氧堆肥,或在填埋之前进行好氧稳定预处理。

## 参考文献:

- [1] 中华人民共和国政府. 气候变化初始国家信息通报[R], 北京: 2004.
- [2] 中国国家发展和改革委员会. 中国应对气候变化国家方案[R], 北京: 2007.
- [3] MONTEITH H D, SAHELY H R, MACLEAN H L. A rational procedure for estimation of greenhouse-gas emissions from municipal wastewater treatment plants [J]. *Water Environment Research*, 2005, 77(4): 390-403.
- [4] MAJUMDAR D, PATEL J, BHATT N, et al. Emission of methane and carbon dioxide and earthworm survival during composting of pharmaceutical sludge and spent mycelia [J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(4): 648-658.
- [5] MANIOS T, MANIADAKIS K, BOUTZAKIS P, et al. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting [J]. *Waste Management*, 2007, 27(9): 1092-1098.
- [6] YASUI H, MATSUHASHI R, NOIKE T, et al. Anaerobic digestion with partial ozonation minimises greenhouse gas emission from sludge treatment and disposal [J]. *Water Science and Technology*, 2006, 53(3): 255-263.
- [7] ZITOMER D H, ADHIKARI P, HEISEL C. Municipal anaerobic digesters for codigestion, energy recovery, and greenhouse gas reductions [J]. *Water Environment Research*, 2008, 80(3): 229-237.
- [8] GUIBELIN E. Sludge thermal oxidation processes: Mineral recycling, energy impact, and greenhouse effect gases release [J]. *Water Science and Technology*, 2004, 49(10): 209-216.
- [9] PARAMASIVAM S, FORTENBERRY G Z, JULIUS A, et al. Evaluation of emission of greenhouse gases from soils amended with sewage sludge [J]. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 2008, 43(2): 178-185.
- [10] SODA S, IWAI Y, SEI K, et al. Model analysis of energy consumption and greenhouse gas emissions of sewage sludge treatment systems with different processes and scales [J]. *Water Science and Technology*, 2010, 61(2): 365-373.
- [11] MARMO L. EU strategies and policies on soil and waste management to offset greenhouse gas emissions [J]. *Waste Management*, 2008, 28(4): 685-689.

## 参考文献:

- [1] DRÁBIK M, TUNEGA D. Computer simulations of hydrogen bonds for better understanding of the data of thermal analysis of thaumasite[J]. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2006, 85(2): 469-475.
- [2] TSIVILIS S, SOTIRIADIS K, SKAROPOULOU A. Thaumasite form of sulfae attack (TSA) in limestone cement pastes [J]. *Journal of the European Ceramic Society*, 2007, 27: 1711-1714.
- [3] BELLMANN F, STARK J. Prevention of thaumasite formation in concrete exposed to sulphate attack [J]. *Cement and Concrete Research*, 2007(37): 1215-1222.
- [4] KÖHLER S, HEINZ D, URBONAS L. Effect of ettringite on thaumasite formation [J]. *Cement and Concrete Research*, 2006, 36(4): 697-706.
- [5] MA BAO-GUO, GAO XIAO-JIAN. Thaumasite formation in a tunnel of Bapanxia dam in western China [J]. *Cement and Concrete Research*, 2006, 36(4): 716-722.
- [6] 高小建, 马保国, 朱洪波. 含石灰石粉水泥砂浆在低温环境中的硫酸盐侵蚀 [J]. *材料研究学报*, 2005, 19(6): 644-650.  
GAO XIAO-JIAN, MA BAO-GUO, ZHU HONG-BO. Sulfate attack on cement mortar containing limestone powder at lower temperature [J]. *Chinese Journal of Materials Research*, 2005, 19(6): 644-650.
- [7] SCHMIDT T, THOMAS A. Thermodynamic and experimental study of the conditions of thaumasite formation [J]. *Cement and Concrete Research*, 2008, 38(3): 337-349.
- [8] SCHMIDT T, LOTHENBACH B, ROMER M, et al. A thermodynamic and experimental study of the conditions of thaumasite formation [J]. *Cement and Concrete Research*, 2008, 38: 337-349.
- [9] ZHOU Q, HILL J, BYARS E A, et al. The role of pH in thaumasite sulfate attack [J]. *Cement and Concrete Research*, 2006, 36: 160-170.
- [10] CILIBERTO E, IOPPOLO S, MANUELLA F. Ettringite and thaumasite: A chemical route for their removal from cementitious artefacts [J]. *Journal of Cultural Heritage*, 2008, 9: 30-37.
- [11] PIPILIKAKI P, PAPAGEORGIOU D, DIMITROULA M, et al. Microstructure changes in mortars attacked by sulphates at 5°C [J]. *Construction and Building Materials*, 2009, 23: 2259-2264.
- [12] PAJARES I, MARTINEZ-RAMIREZ S, BLANCO-VARELA M T. Evolution of ettringite in presence of carbonate, and silicate ions [J]. *Cement and Concrete Composites*, 2003, 25: 861-865.
- [13] MA BAO-GUO, LUO ZHONG-TAO. Influence of environmental characteristics on sulfate attack types of cement mortars [J]. *Journal of the Chinese Ceramic Society*, 2007, 35(11): 1561-1566.
- [14] BELLMANN F, STARK J. The role of calcium hydroxide in the formation of thaumasite [J]. *Cement and Concrete Research*, 2008, 38: 1154-1161.
- [15] BELLMANN F, STARK J. The role of calcium hydroxide in the formation of thaumasite [J]. *Cement and Concrete Research*, 2008, 38(10): 1154-1161.
- [16] PIPILIKAKI P, PAPAGEORGIOU D, TEAS CH, et al. The effect of temperature on thaumasite formation [J]. *Cement and Concrete Composites*, 2008, 30(10): 964-969.

(编辑 胡玲)

(上接第 121 页)

- [12] YASUI H, KOMATSU K, GOEL R, et al. Minimization of greenhouse gas emission by application of anaerobic digestion process with biogas utilization [J]. *Water Science and Technology*, 2005, 52(1-2): 545-552.
- [13] TILCHE A, GALATOLA M. The potential of bio-methane as bio-fuel/bio-energy for reducing greenhouse gas emissions: A qualitative assessment for Europe in a life cycle perspective [J]. *Water Science and Technology*, 2008, 57(11): 1683-1692.
- [14] POULESEN T G, HANSEN J A. Assessing the impacts of changes in treatment technology on energy and greenhouse gas balances for organic waste and wastewater treatment using historical data [J]. *Waste Management and Research*, 2009, 27(9): 861-870.
- [15] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [R]. Geneva: 2006.
- [16] 绿色和平组织. 中国发电集团气候影响排名 [R]. 北京: 2009.
- [17] 陈萌, 韩大伟, 吉芳英, 等. 城市污水处理厂污泥热值及影响因素分析 [J]. *给水排水*, 2008, 34(4): 37-40.
- CHEN MENG, HAN DA-WEI, JI FANG-YING, et al. On sludge heat value examination and its influencing factors of municipal wastewater treatment plants [J]. *Water and Wastewater Engineering*, 2008, 34(4): 37-40.
- [18] GARCIA C, COSTA H F, AYUSO M. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1992, 23(13-14): 1501-1512.
- [19] 赵由才, 牛冬杰, 柴晓利. 固体废物处理与资源化 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2006.
- [20] 郭名女, 唐强, 李建雄, 等. 城镇污水厂污泥与煤混烧发电的技术经济分析 [J]. *中国给水排水*, 2008, 24(16): 22-25.  
GUO MING-NV, TANG QIANG, LI JIAN-XIONG, et al. Techno-economic analysis of power generation by co-combustion of municipal sewage sludge and coal [J]. *China Water and Wastewater*, 2008, 24(16): 22-25.

(编辑 胡玲)