

廖艳芬, 漆雅庆, 马晓茜. 2009 城市污水污泥焚烧处理环境影响分析 [J]. 环境科学学报, 29(11): 2359– 2365
Liao Y F, Q i Y Q, M a X Q. 2009 Environmental impact assessment of sewage sludge incineration treatments[J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(11): 2359– 2365

城市污水污泥焚烧处理环境影响分析

廖艳芬^{*}, 漆雅庆, 马晓茜

华南理工大学电力学院, 广州 510640

收稿日期: 2009-01-16 修回日期: 2009-04-09 录用日期: 2009-08-18

摘要: 以城市污水污泥为研究对象, 应用生命周期评价方法分别对干化焚烧、污泥与煤混燃发电、污泥与生活垃圾 掺烧发电 3 种焚烧处理方式的 生命过程进行清单分析, 以获得各处理方式的能耗及其对环境的影响. 结果表明, 处理 1 0 t 湿污泥, 填埋处理的能耗和总环境负荷均最低, 分别为 2 24kg (以标准煤计) 和 46.55×10^{-3} 标准人当量 (PET). 污泥直接干化处理能源消耗最大, 达到了 111.12 kg (以标准煤计). 污泥与垃圾 或者与煤掺烧发电由于利用固体废弃物化学内能, 降低了化石燃料消耗. 这两种掺烧处理方式的环境排放都以酸化和富营养化为主, 对局地 性的影响占据首位, 因此, 污泥焚烧处理仍需加强尾气净化设备的投入, 以减少酸性气体及二噁英的排放.

关键词: 环境影响; 污水污泥; 生命周期评价; 焚烧

文章编号: 0253-2468(2009)11-2359-07 中图分类号: X705 文献标识码: A

Environmm ental impact assessm ent of sewage sludge incineration treatm ents

LIAO Yanfen^{*}, Q IY aqing, MA X iaoqian

School of Electric Power, South China University of Technology, Guangzhou 510640

Received 16 January 2009; received in revised fom 9 April 2009; accepted 18 August 2009

Abstract Life cycle inventories of sewage sludge during traditional landfill handling and three incineration treatment processes (drying-incineration treatment, co-combustion with coal and co-incineration with municipal solid waste for electricity generation) were collected and analyzed by means of LCA (life cycle analysis) to detem ine the energy consumption and environmental effects. Landfill handling has the lowest energy consumption (2.24 kg standard coal) and total environment impact loading (46.55×10^{-3} , PET) for 10 t wet sludge. Drying-incineration treatment requires the largest energy consumption, about 111.12 kg standard coal. Due to the recovery of the internal chemical energy of sewage sludge, the consumption of fossil fuel is decreased by co-incineration with municipal solid waste or with coal. The environmental emissions during these two co-incineration processes are mainly acids and nutrients, which play a significant role in the local regional impact. Therefore, flue gas purification during the sludge incineration process still needs to be emphasized so as to further decrease the acid gas and dioxin emissions.

Keywords environmental impact; sewage sludge; life cycle assessment; incineration

1 引言 (Introduction)

城市污水污泥是生活污水经过处理后的副产物, 由于具有容量大、含水率高、不稳定、易腐败、有恶臭, 并含有一些有害人类健康的致病菌、寄生虫和重金属等特点, 需对其进行有效处理 (王静等, 2006). 国际上, 污泥的处理先后经过了海洋投弃、

土地填埋、堆肥、焚烧和深加工再利用等处置方式 (Font *et al.*, 2005). 为实现污泥的减容化、稳定化、无害化和资源化要求, 新的处理技术不断涌现. 常见的有超临界水氧化、污泥厌氧发酵处理、制取磷资源化, 污泥制活性炭或炭化污泥, 污泥制石油化工原料, 污泥超声波处理和污泥制备陶粒等 (丁文川等, 2008; 方明中等, 2008; 穆晓军等, 2008; 裴

基金项目: 广州市科技重大专项 (No. 2008A1-D0011); 中国科学院可再生能源与天然气水合物重点实验室开放基金 (No. 0807K2); 传热强化与过程节能教育部重点实验室开放基金 (No. KF0703)

Supported by the High Technology Research and Development Program of Guangzhou City (No. 2008A1-D0011), the Open Fund of the Key Laboratory of Renewable Energy and Gas Hydrate, Chinese Academy of Sciences (No. 0807K2) and the Open Fund of the Key Laboratory of Enhanced Heat Transfer and Energy Conversion, Ministry of Education (No. KF0703)

作者简介: 廖艳芬 (1976—), 女, 副教授 (博士), E-mail: ylfia@scut.edu.cn * 通讯作者 (责任作者)

Biography: LIAO Yanfen (1976—), female, associate professor (Ph.D.), E-mail: ylfia@scut.edu.cn * **Corresponding author**

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

晓梅等, 2008; 宋薇等, 2008; Woreka *et al.*, 2006). 目前, 这些方法大都处于试验研究阶段, 且具有很高的技术要求, 短期内难以实现污泥的批量化处理.

我国现阶段污泥处理的主要方法中, 污泥农利用约占 44.83%, 土地填埋约占 31.03%, 焚烧处理占 3.45%, 其他处理约占 6.90%, 未经处理约占 13.79% (王静等, 2006). 由于大部分污水污泥处理不到位, 这些未经稳定化处理的污泥直接进行农利用会导致土壤或水体污染. 另外, 随着城市化进程的不断加快和环保要求的逐渐提高, 适宜填埋污泥的场地越来越少, 而且费用越来越高. 焚烧处理在经济发达地区逐渐显示出其发展潜力 (Chin *et al.*, 2008; Philippek *et al.*, 1997). 目前, 污泥焚烧处理方式主要有干化污泥焚烧处理、与煤粉流化床内掺烧、与垃圾混合焚烧发电处理等工艺 (Hong *et al.*, 2009; Jan *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2008; Lundin *et al.*, 2004). 基于此, 本文针对污水污泥 3 种焚烧处理工艺进行生命周期评价, 并与传统填埋处置进行比较, 分析适合我国国情的焚烧处理方法, 找出影响环境状况的主要因子, 以期为我国数量庞大、日益增多的污泥处理规划提供参考和建议.

2 研究方法 (Methods)

由于我国多数污水污泥处理工艺都采用浓缩和机械脱水方式, 因此, 本生命周期研究边界从污水处理厂经机械压缩脱水后的湿污泥开始 (水分含量在 70% ~ 75% 左右), 直至最终处置. 功能单位采用机械压缩后的 1 t 湿污泥. 评价的环境负荷目标为: ①温室气体排放量; ②酸性气体排放量; ③富营养物排放量; ④能量消耗; ⑤处置占地. 为使几种处理模式的能耗和污染物排放有可比性, 进行如下假设: ①处理处置工艺运行寿命为 20a, 相比于运行排放, 初始建设引起的环境排放以及其他小因素予以忽略; ②湿污泥进行土地填埋平均距离为 20 km, 运输到焚烧处理厂或燃煤电站的平均距离为 25 km, 干化焚烧处理则直接在污水处理厂进行; ③为避免研究范围的扩大, 燃烧产生的灰渣综合利用, 飞灰固化处理等过程不包含在评价计算中.

3 污泥处理生命周期清单分析 (Life cycle inventory Analysis of sludge treatments)

3.1 污泥和灰渣运输

污水处理厂的湿污泥以及焚烧产生的灰渣均

采用装载量为 5 t 的运输车运输, 路面为公路, 运输单位柴油耗量为 $0.04 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$, 汽车内燃机排放对人体和环境影响最大的污染物主要是 NO_x 、 SO_x 、 CO_2 . 目前, 国内 5 t 的柴油运输车每消耗 1 L 柴油污染物输出为 NO_x $0.01 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 CO_2 $2.59 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 SO_x $0.002 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$ (龚大国等, 2008).

3.2 污泥填埋过程

目前, 国内污水污泥通常与垃圾一起填埋处理, 通过厌氧分解主要排放出 CO_2 、 CH_4 、 NH_3 及少量有机物. 由于难以获得单纯污泥填埋的数据, 本文基于固体废弃物填埋数据进行计算, 干污泥有机物组分达到 22.6%, 干有机固体废弃物产气量为 CH_4 $13.4 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 、 CO_2 $30.1 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (徐成等, 1999)、 H_2S $4.54 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 、 NH_3 $1.65 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 、 SO_2 $2.58 \times 10^{-2} \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ 、 NO_x $7.80 \times 10^{-2} \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ (易晓娥等, 2004). 在储料坑内渗沥液的产生量为原生废弃物总质量的 1% ~ 10%, COD 为 $20 \sim 80 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 具体由固体废弃物组分和在储料坑内储存时间决定, 分析对渗沥液产生量取污泥总量的 5%, COD 取值为 $50 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. 填埋过程中使用的推土机、填埋压实机、挖掘机机械能耗分别为 (以柴油计算) 0.65 、 0.22 和 $0.27 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1}$ (龚大国等, 2008), 其能源输入和污染物输出与运输过程相同.

3.3 污泥直接干化流化床焚烧处理

在污水处理厂配套建设焚烧处理方式, 并利用产生的蒸汽进行污泥干化处理是目前污泥处理处置研究中的一种方案. 以广州市某污水处理厂为研究实例, 该厂的污水日处理能力为 $2.5 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$, 机械压缩后湿污泥日产量 $90 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$, 假定厂内配套低压小型鼓泡流化床锅炉进行污泥减量化、无害化焚烧处理. 考虑污泥含水率和热值的波动影响, 通常需要添加辅助燃料保证焚烧的顺利进行, 本文采用无烟煤作为辅助燃料, 污泥和煤质的应用基元素分析和工业分析如表 1 所示, 其中, 下标 ar 为应用基.

污泥干化焚烧处理工艺如图 1 所示. 系统采用空心桨叶技术进行污泥干燥处理, 焚烧炉产生的饱和蒸汽 (0.4 MPa 150°C) 为污泥的干燥热源, 将湿污泥含水率从 70.5% 降至 40% 左右, 然后与煤掺混进行焚烧处理. 该联合工艺可以达到能量的自平衡, 干燥 $90 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ 的湿污泥需要锅炉蒸汽量 $3.6 \text{ t} \cdot \text{h}^{-1}$, 锅炉排烟温度 160°C , 锅炉效率为 72.82%, 为满足热量平衡, 需要掺烧无烟煤 $7.65 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$, 即每处理 1 t

湿污泥需消耗无烟煤 0.085t

表 1 污泥应用基元素分析和工业分析
Table 1 Elemental analysis and industrial analysis

分析对象	元素分析					工业分析				低位发热量 $Q_{net,ar}/(kJ\ kg^{-1})$
	C_{ar}	H_{ar}	O_{ar}	N_{ar}	S_{ar}	Ash_{ar}	M_{ar}	FC_{ar}	$V_{r,ar}$	
污泥	6.47%	1.14%	3.38%	0.98%	0.37%	17.16%	70.50%	1.64%	10.70%	1674.25
无烟煤	59.16%	2.00%	0.80%	0.80%	0.50%	26.30%	10.44%	48.80%	14.46%	22613.00

污泥中的水由干燥机蒸发出来后 被送到喷淋塔进行喷淋洗涤和冷凝, 净化后可以回收利用. 污泥在储料坑中发酵腐烂后产生的渗沥液采用回喷方式处理, 尾部布置半干法脱硫以及活性炭喷射和袋式除尘进行烟气处理. 污泥焚烧处理过程中环境排放主要为烟气, 烟气排放量为 $2500m^3\ t^{-1}$ (以湿污泥计). 其中, 二氧化碳排放按照煤中碳转化率 95%、污泥中碳转化率 90% 计算, 其他毒害气体参照国家环保局《生活垃圾焚烧污染控制标准》(GB18485-2001) 计算, CO 含量 $< 100mg\cdot m^{-3}$, NO_x 含量 $< 400\ mg\cdot m^{-3}$, SO_2 含量 $< 260\ mg\cdot m^{-3}$, HCl 含量 $< 75\ mg\cdot m^{-3}$, 颗粒物含量 $< 80\ mg\cdot m^{-3}$. 底渣按一般固废填埋处理.

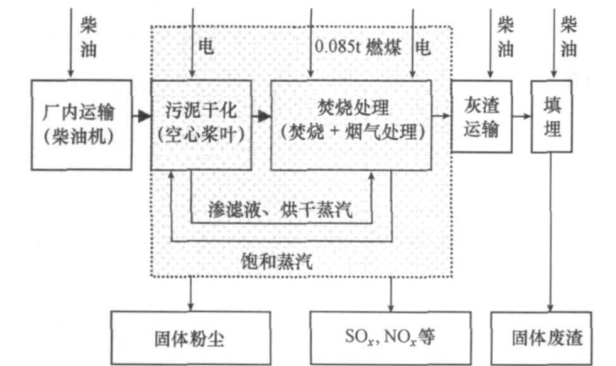


图 1 污泥干化焚烧处理工艺

Figure 1 Drying and incineration treatment process of sludge

干化焚烧处理能源消耗包括 2 个部分: 一部分为焚烧处理厂内运输车、炉渣装载机机械能耗, 分别为 $0.56\ L\cdot t^{-1}$ 和 $0.73\ L\cdot t^{-1}$ (以柴油计) (龚大国等, 2008); 另外一部分为干燥系统污泥泵、冷却水泵、风机、空心螺旋输送机以及焚烧系统送料、焚烧、尾气处理电耗, 约为 $120kW\cdot h\cdot t^{-1}$.

3.4 污泥与煤混烧发电过程

污泥焚烧处理另外一种途径是干化后, 在已有的燃煤电站进行混烧发电. 目前在江苏、深圳等地方利用污泥与煤混烧的发电系统规模最大只达到

几十 MW. 本文对 25MW 混烧发电系统进行分析, 系统流程见图 2 以 $130\ t\ h^{-1}$ 蒸发量的循环流化床系统进行污泥掺烧发电, 利用锅炉排烟的热量对污泥进行直接干燥处理, 烟气进口温度 $160^{\circ}C$, 烟气出口温度 $85^{\circ}C$, 烟气量为 $173000m^3\ h^{-1}$. 采用干料返混干燥系统将湿污泥 (70.5% 水分含量) 干燥到 30% 水分含量左右排出干燥系统, 然后进入锅炉与煤进行掺烧发电, 锅炉效率 85.58%, 污泥处理量达到 $10.49\ t\ h^{-1}$ (可由几家污水处理厂提供), 干燥处理后干化污泥产量为 $4.42\ t\ h^{-1}$. 为保证炉内燃烧稳定, 燃烧温度控制在 $900\sim 950^{\circ}C$, 干化污泥与煤掺烧质量比率为 20:80 即每处理 1 吨湿污泥, 配比燃烧 1.685t 燃煤. 系统整体效率为 24%, 厂用电率达到 10%, 则系统总发电效率为 21.6%, 实际供电功率为 24.08MW.

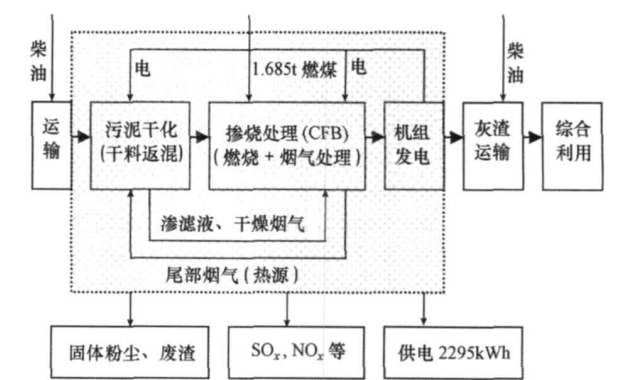


图 2 污泥与煤掺烧发电系统

Fig 2 Generation system of sludge and coal co-combustion

湿污泥在储料坑中发酵腐烂后产生的渗沥液采用回喷方式处理, 尾部布置半干法脱硫以及活性炭喷射和袋式除尘对干燥器出口烟气进行处理. 整个发电系统的碳转化率为 96%, 剩余 4% 以固态灰渣形式被转移出系统, 固体灰渣后期处理后进行综合利用. 相比于燃煤, 污泥干基氮含量比较高. 目前, 我国中小型燃煤电站一般并没有配置脱硝系统, 烟气氮含量甚至达到 $500\sim 750mg\cdot m^{-3}$

(Philippek *et al.*, 1997; 吕清刚等, 2004), 其他酸性气体排放通过脱硫系统能达到火电厂大气污染物排放标准 (GB13223 - 2003), 粉尘排放低于 $200\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

3 5 污泥与城市生活垃圾混烧处理

利用现有城市生活垃圾焚烧处理系统解决污水污泥问题是较为经济的一种焚烧方式, 其对于尾部烟气后期处理不需要额外投资. 目前, 日本含水率 80% 的市政污泥约有 70% 被分散到各垃圾焚烧厂直接掺烧处理, 炉型包括机械炉排炉和流化床炉, 如长野县垃圾焚烧厂日处理量为 180t 掺烧湿泥量为 5% ~ 10%.

我国垃圾焚烧行业经多年发展, 以机械炉排炉为主的垃圾焚烧工艺已相对完善, 并且具有一定规

模, 因而, 采用污泥与城市生活垃圾混烧处理方式具有一定的发展前景. 本计算以某垃圾焚烧处理厂为案例进行分析, 其日处理城市生活垃圾 1040t 垃圾收到基水分含量为 49.38%, 元素分析和工业分析如表 2 所示 (其中, 下标 d 为干燥基). 锅炉蒸发量 $48\text{t}\cdot\text{h}^{-1}$, 炉膛温度 $870\sim 1150^{\circ}\text{C}$, 汽轮发电机组满负荷运行 16.6MW. 仍以广州市污水处理厂湿污泥为处理对象, 将其按照该焚烧处理厂处理容量的 10% 进行掺烧, 即 $4.3\text{t}\cdot\text{h}^{-1}$, 由于污水污泥的收到基低位发热量远远小于生活垃圾, 掺烧会导致锅炉效率的下降, 通过热力计算得到锅炉效率为 80.3%, 烟气排放量为 $243.17\text{km}^3\cdot\text{h}^{-1}$, 机组发电功率 14.38MW, 厂用电率 22%, 实际供电率为 11.22MW.

表 2 城市生活垃圾干燥基元素分析和工业分析

Table 2 Elemental analysis and industrial analysis of municipal solid waste on a dry weight basis

元素分析					工业分析				低位发热量
C _d	H _d	O _d	N _d	S _d	CL _d	Ash	FC	V _r	Q _{net,ar} /(kJ·kg ⁻¹)
35.455%	3.345%	25.26%	1.163%	0.085%	0.69%	34%	2.5%	63.5%	5632

垃圾渗滤液泵入焚烧炉内焚烧处理, 整个发电系统的碳转化率以 96% 计算, 烟气经过选择性非催化还原烟气脱硝技术工艺、HCl/ SO₂/ HF 等酸性气体半干法吸收工艺、重金属蒸气、二噁英气体吸附工艺和布袋除尘系统 4 个处理部分后, NO_x 排放控制在 $400\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 以内, HCl 控制在 $40\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 以内, HF 浓度控制在 $0.4\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 以内, SO₂ 控制在 $260\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 以内. 烟气经过活性炭吸附与布袋除尘器过滤后, 其粉尘浓度将低于 $80\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 二噁英浓度将远低于 $0.1\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 汞含量将低于 $0.01\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. 灰渣采用填埋处理.

3 6 系统能量输入和环境输出分配

本文对比的 4 种技术方案中, 污泥掺煤焚烧发电、污泥与垃圾掺烧发电这两个技术方案属于多输入多输出系统, 为了对比不同技术方案中各处理 1t 湿污泥导致的环境排放, 需要对系统进行能量和环境排放的分配.

煤与污泥混烧发电是一个相互影响和作用的复杂物理化学过程, 该过程中增加的烟气处理、新投入的干化设备增加了厂用电, 污泥燃料特性导致环境负荷中 NO_x、SO_x 等污染物排放增加. 这一系统结果难以按某个比率将能量的输入和环境输出在湿污泥 (1.0t) 和燃煤 (1.685t) 之间进行分配. 因此, 本文从系统的角度出发, 采用系统掺烧前后的对比

进行分配, 即处理 1t 湿污泥引起的环境排放量为燃煤 / 污泥掺烧发电污染物总排放量扣除燃煤单独燃烧发电污染物排放量. 处理 1t 湿污泥引起的能量输入包括运输能量、燃煤单独燃烧发电量扣除燃煤 / 污泥掺烧发电量.

发电效率和排放等数据来源于电站运行数据, 折算到湿污泥 (1.0t) 和燃煤 (1.685t) 掺烧, 以及 1.685 吨燃煤单独燃烧中.

污泥与垃圾混烧技术方案中, 污泥也看作垃圾进行处理. 与运输相关的能量输入采用相对质量大小进行分配, 发电量根据热值大小进行分配. 由于环境污染物的排放 (气体排放) 来源于燃料中可燃成分, 该部分由燃料热值体现, 因此, 烟气环境排放也按照热值贡献进行分配.

3 7 环境负荷比较

将 4 种不同处理处置方法各个步骤的能源消耗以及污染物排放综合在表 3 数据来源于各参考文献、国家标准以及电站实际运行数据. 能源消耗采用标准煤折算, 柴油热值为 $33\,708\text{MJ}\cdot\text{L}^{-1}$, 1.0L 柴油相当于 1.152 kg 标准煤, 计算采用的 1.0kg 无烟煤相当于 0.773kg 标准煤. 从表 3 中可以看出, 主要的环境排放都集中在处置过程, 运输和灰渣填埋对环境负荷的贡献不大. 每处理 1t 湿污泥 (水分含量 70.5%), 土地填埋主要环境排放为 CH₄ 气体以及渗

滤液, 并产生占地问题; 在污水处理厂直接干化焚烧处理可解决中心城市土地占用问题, 但具有较高的能耗和电耗; 利用现有燃煤电站或者垃圾焚烧电站进行少量掺烧发电, 一方面能够解决污泥出路问题, 另一方面也能利用污泥中的能量.

表 3 环境排放和能源消耗清单													
Table 3 Environmental emission and energy consumption inventory													
处理方式	环节	标准煤 /kg	CO /kg	CO ₂ /kg	CH ₄ /kg	NO _x /g	SO _x /g	HCl /g	H ₂ S /g	NH ₃ /g	COD /kg	烟尘 /kg	占地 /m ³
填埋处理	污泥运输	0.92		2.07		8.00	1.60						
	污泥填埋	1.31		33.05	13.40	89.40	28.1		6.82	6.56	2.50		0.90
与垃圾掺	污泥运输	1.15		2.59		10.00	2.00						
烧发电	厂内运输 + 掺烧	-27.71	0.85	154.59		2059.00	1224.74	226.00				0.39	-83.42
	灰渣运输	0.16		0.36		1.37	0.27						
	灰渣填埋	0.23		0.51		1.96	0.39				1.54 × 10 ⁻⁴		0.19
与煤混烧	污泥运输	1.15		2.59		10.00	2.00						
发电	干化 + 掺烧	-19.89	0.21	175.09		6198.01	534.77	107.07				0.24	-61.06
	灰渣运输	0.57		1.27		4.92	9.84						
干化焚	厂内运输 + 干化焚烧	110.72	0.38	506.18		1296.99	992.22	0.18				0.28	110.64
烧处理	灰渣运输	0.16		0.37		1.42	0.28						
	灰渣卫生填埋	0.23		0.53		2.03	0.41				1.60 × 10 ⁻⁴		0.20

4 环境影响评价 (Evaluation)

表 3 得出的清单分析结果只是表达了各种输入和输出的相对值大小, 由于各种排放因子对生态系统和环境变化的贡献不同, 为综合分析处理方案对环境的影响, 需要进行生命周期环境影响评价, 将清单分析的结果转化为能反映环境影响潜值的指标. 按照国际标准化组织的 ISO 14040 的框架, 影响评价包括 3 个步骤: 分类、特征化和加权评估. 污泥处理项目可能造成的潜在环境影响分为全球变暖 (全球性)、酸化 (地区性)、富营养化 (地区性)、烟尘和灰尘 (局地性) (杨建新等, 2002; Gudmun *et al.*, 2007). 特定环境影响类型的影响潜值可采用排放量乘环境影响因子当量值的方法进行综合. 其中, 全球变暖影响因子为 CO、CO₂ 和 CH₄, 参照物采用 CO₂, 当量值分别为 2.0、1.0 和 25.0; 酸化因子包括了 NO_x、SO₂、HCl、H₂S 和 NH₃, 参照物采用 SO₂, 当量值分别为 0.70、1.00、0.88、1.88 和 1.88; 富营养化因子为 NO_x、NH₃ 和 COD, 参照物采用 NO₃⁻, 当量值分别为 1.35、3.64 和 0.23 (徐成等, 1999).

在 4 种不同的处置方式中, 2 个发电项目中由于污泥热值的利用存在能量的输出 (即供电). 为了使各方案之间具有可比性, 供电按照能源折算系数 350 g·kW⁻¹·h⁻¹ (以标准煤计) 进行换算后扣除能源

消耗和污染物排放, 已知每消耗 1 t 标准煤, 向大气排放 CO₂ 2.62 t, SO₂ 8.5 kg, NO_x 7.4 kg, 粉尘 2.1 kg, CO 0.26 kg, 计算得到 4 种污泥处置方式能源耗竭和对环境影响类型的影响潜值见图 3 和表 4.

图 3 为不同处理方式的能源消耗. 从图 3 可以看出, 污泥与垃圾、污泥与煤掺烧发电过程由于利用了固体废弃物内能进行发电, 减少了燃煤消耗. 因此, 每处理 1 t 湿污泥, 化石能源消耗综合为负值 (以标准煤计), 分别为 -26.18 kg 和 -18.17 kg. 土地填埋处理能耗相对较小, 仅 2.24 kg. 直接在污水处理厂干化焚烧处理, 由于其热量全部用于产生蒸汽干化污泥, 烟气余热没有得以利用, 从能源消耗

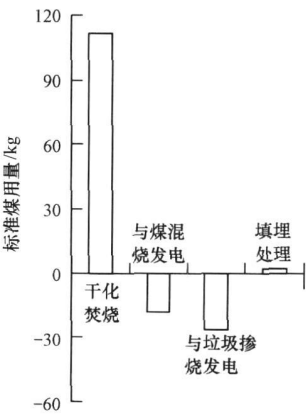


图 3 不同处理方式的能源消耗

Fig. 3 Energy consumption by different treatment processes

角度来看没有优势.

表 4 为处理湿污泥的环境影响潜值. 从表 4 可知, 各方案中全球变暖因子潜值都是最大, 填埋处理来源于厌氧发酵过程中的 CH_4 排放, 其贡献达到 90. 5%. 污泥与垃圾 煤掺烧发电方式通过固体废弃物替代部分燃煤发电, 对于全球变暖具有减缓效

果. 3 种焚烧方式导致的酸化和富营养化排放接近, 其中, 污泥与煤在小型燃煤电站中混烧发电排放潜值最大, 可以看到尽管脱硫效率已经达到较高水平, 但由于目前没有配套脱硝工艺, NO_x 排放导致的酸化污染占到了 87. 1% 的贡献.

表 4 处理湿污泥的环境影响潜值
Table 4 Environmental effects from wet sludge treatment

处理类型	全球变暖 ^a	酸化 ^b	富营养化 ^c	烟尘和灰尘	固体废弃物
填埋处理	370 12	0 12	0. 73	—	1000
与垃圾掺烧发电	159 72	2 88	2 8	0 39	171. 6
与煤混烧发电	179 37	4 98	8. 39	0 24	—
干化焚烧处理	507 85	2 06	1. 76	0 28	177. 9

注: a 以 CO_2 计, b 以 SO_2 计, c 以 NO_3 计; “—”表示无数据.

为便于比较不同处理方式对环境的影响, 采用中国科学院生态环境研究中心利用标距离法计算出的“中国环境影响潜值标准人当量基准值和权重”中的参数进行标准化处理和赋权评估 (杨建新等, 2002). 标准化和加权处理后的结果见表 5 从

表 5 中可以看出, 污泥在煤中少量掺烧进行发电的总环境影响负荷最大, 达到 $226. 65 \times 10^{-3}$ 标准人当量, 影响程度为酸化 $\approx$ 富营养化 $>$ 全球变暖 $>$ 烟尘和灰尘, 基本与燃煤发电环境负荷分布相似.

表 5 标准化和加权处理后环境影响潜值
Table 5 Environmental effects after standardization and add weighted

影响类型	标准化基准 / ($\text{kg 人}^{-1} \text{ a}^{-1}$)	权重因子	标准化和加权后影响潜值 $\text{PE}_{\text{China 90}}$ /标准人当量			
			填埋处理	与垃圾掺烧发电	与煤混烧发电	干化焚烧处理
全球变暖	8700	0. 83	$35. 31 \times 10^{-3}$	$15. 24 \times 10^{-3}$	$17. 11 \times 10^{-3}$	$48. 45 \times 10^{-3}$
酸化	36	0. 73	$2. 49 \times 10^{-3}$	$58. 34 \times 10^{-3}$	$101. 00 \times 10^{-3}$	$41. 85 \times 10^{-3}$
富营养化	61	0. 73	$8. 74 \times 10^{-3}$	$33. 48 \times 10^{-3}$	$100. 37 \times 10^{-3}$	$21. 01 \times 10^{-3}$
烟尘和灰尘	18	0. 61	—	$13. 25 \times 10^{-3}$	$8. 16 \times 10^{-3}$	$9. 59 \times 10^{-3}$
总和			$46. 55 \times 10^{-3}$	$120. 31 \times 10^{-3}$	$226. 65 \times 10^{-3}$	$120. 90 \times 10^{-3}$

注: $\text{PE}_{\text{China 90}}$ 是以 1990 年为基准年, 以中国人均环境影响潜值为基准进行标准化后的潜在环境影响; “—”表示无数据.

由于干化焚烧处理、与垃圾混烧发电属于固体废弃物焚烧处理, 尾部烟气排放都必须满足国家《生活垃圾焚烧污染控制标准》, 因此, 两种处理方式对环境的影响相似, 总环境排放分别为 $120. 90 \times 10^{-3}$ 标准人当量和 $120. 31 \times 10^{-3}$ 标准人当量. 不同之处在于: 焚烧发电可向社会提供一定电力, 而干化焚烧处理仅仅只是为了污泥的减量化处理. 因此, 在能耗方面, 干化焚烧要大. 另外, 3 种焚烧处理方式还具有二噁英排放环境影响潜值 $0. 172 \times 10^{-3}$ 标准人当量, 生态毒性环境影响潜值 $6. 51 \times 10^{-3}$ 标准人当量 (易晓娥等, 2004).

土地填埋处理环境负荷达到了 $46. 55 \times 10^{-3}$ 标准人当量, 生态毒性为 $2. 59 \times 10^{-6}$ 标准人当量 (易晓娥等, 2004), 全球变暖影响达到了环境负荷的

75. 86%. 由此可见, 我国现有填埋技术中厌氧消化产生的部分气体 (CH_4) 以及渗滤液 (COD) 没有得到收集、处理和利用, 导致环境负荷较大.

5 结论 (Conclusions)

- 1) 从化石能源耗竭角度来看, 干化焚烧处理 $>$ 土地填埋 $>$ 污泥与煤混燃发电 $\approx$ 污泥与垃圾掺烧发电. 污泥与垃圾或煤掺烧发电过程由于利用固体废弃物内能, 减少了燃煤消耗, 其化石能源消耗综合为负值; 土地填埋的能源耗竭程度较低, 仅 2. 24kg (以标准煤计). 从总环境影响负荷角度来看, 污泥与煤混燃发电 $>$ 干化焚烧处理 $\approx$ 污泥与垃圾掺烧发电 $>$ 土地填埋.
- 2) 燃煤发电厂或垃圾焚烧厂掺烧污泥不仅可

以充分利用现有的垃圾焚烧发电厂的剩余处理能力,且以废治废,有效降低了城市环保设施的综合造价和运行成本。考虑到焚烧巨大的减容空间和节约用地效应,在城市填埋用地紧张时期可作为一种辅助处理途径,但要重视和加强尾气净化设备的投入,减少酸性气体及二噁英的排放,并注重其生态毒害的环境影响。

3)短期内,土地填埋处理仍是我国污泥处理的主要方式。从生命周期分析中可以看出,由于填埋技术中厌氧消化产生的部分气体以及渗滤液没有得到收集和利用,导致环境负荷较大。改进现有填埋技术,并逐步采取农用等综合利用处置措施,将是我国污泥近年来处理的主要发展方向。

责任作者简介:廖艳芬(1976—),女,副教授,硕士生导师,主要研究方向为固体废弃物能源化利用。E-mail: yfliao@scut.edu.cn

参考文献 (References):

- Chin S, Jung J, Lee J, *et al*. 2008. Oxygen-enriched air for co-incineration of organic sludges with municipal solid waste: A pilot plant experiment [J]. *Waste Management* 28(12): 2684—2689
- 丁文川,曾晓岚,龙腾锐,等. 2008. 低强度超声波辐射对污泥生物活性的影响机制 [J]. *环境科学学报*, 28(4): 726—730
- Ding W C, Zeng X L, Long T R, *et al*. 2008. The mechanical and cavitation effects of low intensity ultrasonic irradiation on the biological activity of sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 28(4): 726—730 (in Chinese)
- 方明中,孙水裕,林楚娟,等. 2008. 超临界水氧化技术在城市污泥处理中的应用 [J]. *水资源保护*, 24(3): 66—68
- Fang M Z, Sun S Y, Lin C J, *et al*. 2008. Application of the supercritical water oxidation technique to municipal sludge treatment [J]. *Water Resources Protection* 24(3): 66—68 (in Chinese)
- Font R, Fullana A, Conesa J. 2005. Kinetic models for the pyrolysis and combustion of two types of sewage sludge [J]. *J Anal Appl Pyrolysis* 74(1-2): 429—438
- Gudrun O, Ewin B, Peter M, *et al*. 2007. Landfill modelling in LCA—A contribution based on empirical data [J]. *Waste Management* 27(4): 558—574
- 龚大国,孙冬,谢明,等. 2008. 城市生活垃圾焚烧和综合处理模式的LCA比较 [J]. *环境卫生工程*, 16(4): 52—55
- Gong D G, Sun D, Xie M, *et al*. 2008. LCA comparison between incineration and integrated treatment patterns of municipal domestic waste [J]. *Environmental Sanitation Engineering* 16(4): 52—55 (in Chinese)
- Hong J L, Hong J M, Otaki M, *et al*. 2009. Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan [J]. *Waste Management* (29): 696—703
- Jan N, Mihal K. 2003. Co-combustion of sludge with coal [J]. *Applied Energy* 75(3-4): 239—248
- Lee D H, Yan R, Shao J G, *et al*. 2008. Combustion characteristics of sewage sludge in a bench-scale fluidized bed reactor [J]. *Energy & Fuels* 22(1): 2—8
- Lundin M, Olsson M, Pettersson G J, *et al*. 2004. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options [J]. *Resources Conservation and Recycling* 41: 255—278
- 吕清刚,李志伟,那永洁,等. 2004. CFBC混烧城市污泥与煤: N_2O 和 NO 的排放 [J]. *工程热物理学报*, 25(1): 163—166
- Lu Q G, Li Z W, Na Y J, *et al*. 2004. N_2O and NO emissions from co-firing sewage sludge with coal on CFBC [J]. *Journal of Engineering Thermophysics* 25(1): 163—166 (in Chinese)
- 穆晓军,王学涛. 2008. 城市污泥与煤 CFB 混烧研究进展 [J]. *电站系统工程*, 24(4): 1—3
- Mu X J, Wang X T. 2008. Review on co-combustion sewage sludge and coal in circulating fluidized bed boiler [J]. *Power System Engineering* 24(4): 1—3 (in Chinese)
- Philipp C, Werther J. 1997. Co-combustion of wet sewage sludge in a coal-fired circulating fluidised-bed combustor [J]. *Journal of the Institute of Energy* 70: 141—150
- 裴晓梅,余志亚,朱洪光,等. 2008. 我国厌氧发酵处理城市污水剩余污泥研究进展 [J]. *中国沼气*, 26(1): 25—29
- Pei X M, Yu Z Y, Zhu H G, *et al*. 2008. Research development of anaerobic fermentation treating residual sludge from city sewage plant in China [J]. *China Biogas* 26(1): 25—29 (in Chinese)
- 宋薇,刘建国,聂永丰. 2008. 含油污泥的热解特性研究 [J]. *燃料化学学报*, 36(3): 286—290
- Song W, Liu J G, Nie Y F. 2008. Pyrolysis properties of oil sludge [J]. *Journal of Fuel Chemistry and Technology* 36(3): 286—290 (in Chinese)
- 王静,卢宗文,田顺,等. 2006. 国内外污泥研究现状及进展 [J]. *市政技术*, 24(3): 140—142, 195
- Wang J, Lu Z W, Tian S, *et al*. 2006. Existing state and development of sludge researches in domestic and foreign [J]. *Municipal Engineering Technology* 24(3): 140—142, 195 (in Chinese)
- Woreka Z, Jodkova M, Gorazda K, *et al*. 2006. Extraction of phosphorus compounds from ashes from thermal processing of sewage sludge [J]. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 19: 39—50
- 徐成,杨建新,王如松. 1999. 广汉市生活垃圾生命周期评价 [J]. *环境科学学报*, 19(6): 631—635
- Xu C, Yang J X, Wang R S. 1999. Life cycle assessment of municipal solid waste in Guanghan city [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 19(6): 631—635 (in Chinese)
- 易晓娥,张江山. 2004. LCA 方法在城市垃圾管理中的应用 [J]. *安全与环境工程*, 11(2): 42—44
- Yi X E, Zhang J S. 2004. The application of LCA to solid waste management [J]. *Safety and Environmental Engineering* 11(2): 42—44 (in Chinese)
- 杨建新,徐成,王如松. 2002. 产品生命周期评价方法及应用 [M]. 北京:气象出版社, 60—136
- Yang J X, Xu C, Wang R S. 2002. Methodology and Application of Life Cycle Assessment [M]. Beijing: China Meteorological Press, 60—136 (in Chinese)