

改性污泥固体燃料工程示范及生命周期评价

赵由才¹, 周 涛¹, 刘大江¹, 戴世金¹, 张瑞娜², 邵 俊², 陈善平²

(1. 同济大学 环境科学与工程学院, 上海市 200092;

2. 上海市环境工程设计科学研究院有限公司, 上海市 200232)

[摘 要] 污泥焚烧的优势在于可以迅速及较大程度实现污泥无害化和减量化。基于前期不同物质(矿化垃圾筛上物、木屑、M1 脱水剂和煤粉)对污泥脱水性能改善和热值提高的研究, 建立含水率 75%~85% 的原生污泥干化固体燃料示范工程(处理能力 1~3 t/d), 并对污泥填埋、原污泥干化焚烧以及改性污泥干化焚烧 3 种方式进行全生命周期评价。结果表明, 改性污泥焚烧具有较高的能量输出, 但全球变暖及人体毒性指标较高; 污泥及矿化垃圾中所含的重金属挥发是造成人体毒性指标较高的主要原因。因此, 通过改变焚烧条件或添加剂组分, 从而调整重金属的底灰/烟气分配比及完善尾气处理设备是减少人体毒性的必要途径。

[关键词] 改性污泥; 干化焚烧; 固体燃料; 示范工程; 生命周期评价

中图分类号: X703 文献标识码: B 文章编号: 1004-4345(2018)02-0038-06

The Life Cycle Assessment (LCA) of the Modified Sludge Incineration in a Demonstration Project

ZHAO Youcai¹, ZHOU Tao¹, LIU Dajiang¹, DAI Shijin¹, ZHANG Ruina², TAI Jun², CHEN Shanping²

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China;

2. Shanghai institute for design & research on environmental engineering Co., Ltd., Shanghai 200232, China)

Abstract The advantage of sludge incineration is the harmless and quantitative reduction of sludge. Based on the previous research about the improvement of sludge dewatering performance and calorific value through the addition of different materials (aged-refuse, wood chips, M1 dehydrant and pulverized coal), we determined a dehydrated sludge drying/incineration demonstration project (the treatment capacity of 1~3 t/d) for the raw sludge with the 78% moisture content. Furthermore, the Life Cycle Assessment of raw sludge landfill, raw sludge drying/incineration and the modified sludge drying/incineration were evaluated. The results showed that the modified sludge drying/incineration had a higher energy output, but a higher index of the global warming and human toxicity. The volatilization of heavy metals in sludge and aged-refuse was the main contributor for human toxicity index. Therefore, it is necessary for the reduction of human toxicity index by changing the burning conditions or additive components.

Keywords sludge modification; drying/incineration; solid fuel; demonstration project; Life Cycle Assessment

随着世界工业的发展、城市人口的增加, 城市工业废水与生活污水排放量日益增多, 污水污泥的产量也迅速增加。污泥处理处置应当遵循减量化、稳定化、无害化的原则。现阶段适用于污泥大量处理处置的方法有污泥填埋、污泥堆肥、污泥厌氧发酵及污泥焚烧^[1-4], 而污泥焚烧作为最便捷的污泥减量稳定无害化方法, 已引起更多研究者的兴趣。

传统污泥焚烧的成本较高, 关键是由于污泥含

水率较高导致污泥低位热值较低, 污泥干化能耗较高。研究表明, 木屑、煤粉、矿化垃圾筛上物及餐厨垃圾可提高污泥热值^[5]。其中, 矿化垃圾为城市生活垃圾经过 8~10 年填埋后转变而成的具有泥土芬芳气味的陈腐垃圾, 其筛上物主要组分为塑料、纸张、布条等, 具有较高的热值^[6]。将其与木屑、煤粉等作为污泥干化调理剂, 不仅能够加速污泥干化, 同时也能实现污泥燃烧热值的提升^[7]。另一方面, 由于改性污泥

收稿日期: 2017-12-14

基金项目: 上海市科学技术委员会科研计划课题, 污泥热干化特性及污染控制技术研究(No. 14DZ1208404)。

作者简介: 赵由才(1963—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事固体废弃物处理与资源化研究。

自然干化过程中,有机物迅速降解产生的 NH_3 等导致大棚内臭气浓度较高,因此,在污泥干化实际工程中需考虑臭气的防控,且鉴于污泥产生量较大,需要选取一种成本较低的除臭剂。木醋液在抑菌及臭气抑制方面的作用,相关文献已有相关报道^[8-11]。木醋液在控制鸡粪臭气的应用^[8]理论上能推广至污泥臭气的控制,因为鸡粪与污泥臭气的产生均是微生物活动的结果,而木醋液通过抑制微生物的活性能达到除臭的目的。

生命周期评价(Life Cycle Assessment,以下简称 LCA)是建立在评价对象的生命周期(生产、消耗、回收或者排放)上,对于整个生命周期对环境的影响,例如全球变暖、平流层臭氧层消耗、光化学烟雾、富营养化、酸化、人体及生态毒性、资源及能量消耗等^[12],进行评估。环境毒理学及化学协会(SETAC)将 LCA 的步骤分为:评价系统边界及作用单元确定、生命周期环境清单分析、生命周期环境影响评估及生命周期环境影响改善评估。可见,LCA 在污泥处理处置中的应用能为政府决策提供有力的支持。通过对比填埋、厌氧消化后农用、石灰改性后农用、干化后农用、干化作为水泥窑燃料等污泥处理途径的用水量、总能量消耗、全球变暖、总生态毒性潜值等,Peters 等^[13]指出干化作为水泥窑燃料的途径具有最少的能量消耗、最低的全球变暖效应及毒性,但用水量最大。而 Boesch^[14]通过进一步对比不同工艺流程下的干化水泥窑燃料的全球变暖效应、总能量消耗及生态毒性,得出优化流程。

基于前期不同添加物质(矿化垃圾筛上物、木屑、M1 脱水剂和煤粉)对脱水污泥干化及热值提高影响^[5],本文通过对日处理能力为 1~3 t、含水率 78% 的原生污泥干化固体燃料示范工程进行分析,研究和评价矿化垃圾筛上物、木屑、M1 脱水剂和煤粉作为污泥干化改良剂所得固体燃料燃烧全过程生命周期,以期了解相对于污泥填埋、污泥干化焚烧等污泥处理处置方法,干化固体燃料的优势及劣势,并为干化固体燃料的优化配置提出建议。

1 示范工程概述

1.1 工程概况

脱水污泥制干化固体燃料中试地点位于上海市老港填埋场,中试规模为 1~3 t/d,场地大小约为 2 000 m²,日产干化固体燃料 200~300 kg。

本示范中所用原生污泥来源于上海市白龙港生

活污水处理厂生物处理脱水污泥,含水率为 75%~85%,干基热值为 6 909~12 582 kJ/kg。改性剂矿化垃圾筛上物、木屑和煤粉标准为:矿化垃圾筛上物粒径<5 mm,含水率<30%;木屑含水率<20%;煤粉含水率<20%,粒径<5 mm。

1.2 工艺流程

原生污泥与矿化垃圾筛上物、木屑、M1 脱水剂和煤粉按 100:10:5:5:20 (w/w) 的比例混合均匀,20℃ 下自然风干 5 d 后,制成改性污泥。在各组分混合及改性污泥大棚干化过程中喷洒浓度为 30% 的木醋液以抑制臭气产生。具体流程见图 1。

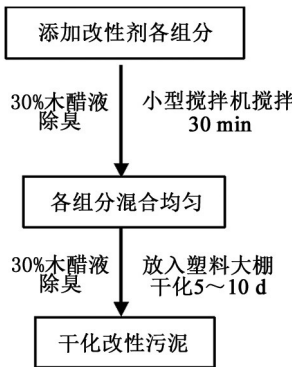


图 1 干化改性污泥制备流程

工程实践中,本研究提出干化污泥固体燃料衡量标准:干化污泥固体燃料呈灰色,无明显异味;粉末状干化污泥固体燃料粒径分布属于砾砂,即粒径>2 mm 的颗粒含量占总质量的 25%~50%;干化污泥固体燃料低位热值>2 500 kcal/kg。

2 运行工况分析研究

2.1 工程除臭防治

除臭剂现场喷洒地点选择在污泥制干化固体燃料塑料大棚内(见图 2)。由于改性污泥自然干化过程中,有机物迅速降解产生的 NH_3 等导致大棚内臭气浓度较高,因此除臭剂配置时,木醋酸的稀释比选择为 30%。



图 2 除臭剂喷洒现场

经过塑料大棚内部除臭剂喷洒后,除臭效果持续 5~6 h,除臭剂喷洒量为 5 L/t(生活垃圾)。工程实验表明,木醋液可以作为新型价格低廉、应用广泛的除臭剂代替传统的 EM 菌应用于垃圾除臭。

2.2 干化污泥固体燃料压制品

中试现场干化污泥固体燃料压制品见图 3。

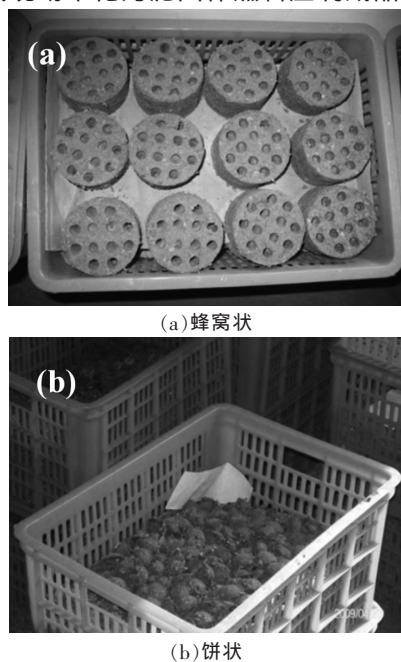


图 3 干化污泥固体燃料成品

2.3 干化固体燃料生命周期评价

本研究对污泥填埋、脱水污泥干化焚烧与脱水污泥制干化固体燃料后焚烧进行生命周期评价;选取日处理 1 t、含水率 78% 的原生污泥作为评价单元(Functional Unit);系统边界条件(System Boundary)设定为污泥处理过程开始至处理过程结束,不包括污泥运输至处理厂的过程及填埋、焚烧过程中产生的大气水体污染物的后续处理过程;评价的环境负荷目标为总能量消耗、全球变暖影响及人体生态毒性评价。

2.3.1 运输过程

运输过程是指除原生污泥以外的原料运输过程,例如煤炭、木屑、脱水剂等运输。因为不同污泥处理方式均涉及到原生污泥的运输,而 LCA 着重于不同处理方式间的差异性,故原生污泥运输不纳入 LCA 范畴。原料运输均采用载重量 5 t 的货车陆路运输,单位柴油耗量为 $0.04 \text{ L} \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$ [15]。目前,国内载重量 5 t 的柴油货车的大气污染物排放量为 NO_x 0.01 kg/L、 CO_2 2.59 kg/L 及 SO_x 0.002 kg/L。

2.3.2 污泥填埋

污泥经场内运输车运输至填埋地点,由推土机、

挖掘机、压实机等进行机械填埋。污泥进行填埋后,有填埋气及渗滤液产生,系统假设填埋气为无组织排放,而渗滤液全部收集进行处理。由于渗滤液不进入环境体系,且处理过程超出了 LCA 的边界条件,故渗滤液不作为填埋体系的输出。污泥填埋过程中,场内运输耗能及填埋机械耗能作为填埋体系的输入,无组织排放的填埋气作为填埋体系的输出(见图 4)。填埋过程中使用的推土机、压实机、挖掘机的填埋机械能耗(柴油)分别为 0.65、0.22、0.27 L/t[16];场内污泥运输(柴油)能耗为 0.56 L/t[16]。

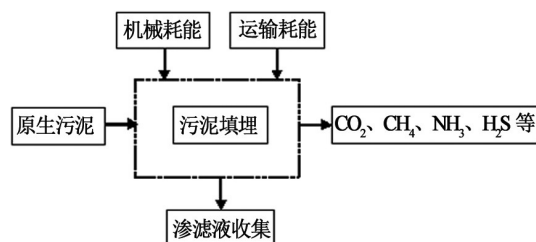


图 4 污泥填埋处理过程

2.3.3 污泥干化焚烧

由于原生污泥低位热值较低(754 kJ/kg),故污泥焚烧需要预加热,直到污泥脱水至 40% 后方进行污泥焚烧。为保持热量平衡(输出热量用于污泥干化),体系中需加入高热值的物质,例如煤粉。典型的污泥干化焚烧工艺采用原生污泥:煤粉=1:0.086(w/w)。如图 5 所示,干化焚烧包括污泥干化及污泥焚烧两部分核心工艺,系统输入为煤粉的运输耗能及能量输入、污泥干化及焚烧系统中电能的消耗;系统输出则为 PM_{10} 、 CO_2 、 SO_x 、 NO_x 等气体,焚烧产生的烟气为无组织排放。底灰处理超出系统边界,故不予考虑。

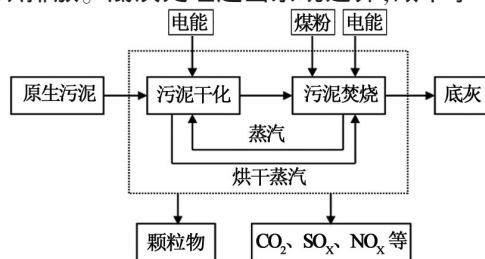


图 5 污泥干化焚烧过程

污泥干燥系统中污泥泵、冷却水泵等电能消耗约 11.70 kW·h,干化污泥焚烧中焚烧系统送料、燃烧、排料等电能消耗约为 108.26 kW·h。对于污泥多段炉焚烧,基于污泥干基值的各气态污染物的产生量见表 1。

表 1 污泥多段炉焚烧污染物生成量[17] kg/t

排放类型	SO ₂	PM	NO _x	HCl	Zn	Pb
无组织排放	14	52	2.5	0	0.066	0.05

2.3.4 改性污泥焚烧

M1 脱水剂、木屑、矿化垃圾、煤粉分别以 5%、5%、10%、20% 加入原生污泥后制成改性污泥(表 2)。经过 5 d 的自然干化后,改性污泥的热值达到 3 221 kcal/kg,进入垃圾焚烧炉焚烧。

表 2 改性污泥原料配比						%
序号	疏松剂		脱水剂		煤粉	餐厨垃圾
	木屑	矿化垃圾筛上物	M1	硅藻土		
1	5	10	5		20	
2	10		5		10	
3	10		5		20	
4		20	5			10
5	10			1	20	

改性污泥焚烧过程包括污泥自然干化和改性污泥焚烧过程(图 6),由于污泥干化过程不需能量,所以改性污泥焚烧产生热能可以直接回收利用。系统的输入为煤粉、M1 脱水剂、木屑的运输耗能,矿化垃圾的开采耗能,原料粉碎及搅拌耗能,焚烧系统中电

能的消耗;系统输出则为 PM、CO₂、SO_x、NO_x 等无组织排放的污染物和干化固体燃料燃烧产能。底灰处理超出系统边界,不纳入评价范围。

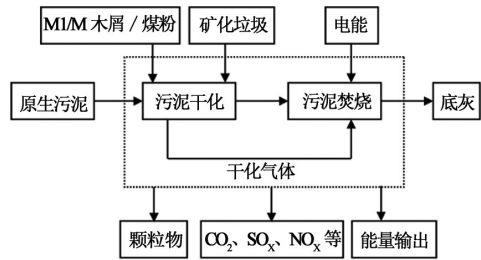


图 6 改性污泥焚烧过程

改性污泥焚烧系统输入参数中,煤粉、M1 脱水剂、木屑的耗能按标准运输耗能计算,矿化垃圾挖掘机的耗能为 0.27 L/t(以柴油计),矿化垃圾破碎机耗能 75 kW·h/t,搅拌机耗能为 37.5 kW·h/t;污泥焚烧采用 1 500 t/d 机械炉排垃圾焚烧炉的运行数据,焚烧耗能为 99.73 kW·h/t。输出参数中,PM、CO₂、SO_x、NO_x 生成量按现场污染物监测值计算,见表 3。

表 3 烟气中各污染物浓度及排放标准

项目	浓度/(mg/m ³)	排放速率/(kg/h)	排放标准	
			最高允许排放浓度/(mg/m ³)	最高允许排放速率/(kg/h)
颗粒物	276	0.064 6	120	0.70
氯化氢	42.1	9.85×10 ⁻³	100	5.2×10 ⁻³
氮氧化物	84.6	0.019 8	240	0.015 4
二氧化硫	16.8	3.93×10 ⁻³	550	0.052
铅及其化合物	3.9	9.13×10 ⁻⁴	0.70	8×10 ⁻⁵
锌及其化合物	1.38	3.23×10 ⁻⁴		
臭气	1 890(无量纲)		2 000(排放高度 15 m)	

注:污染物浓度指标标准状态下干烟气的浓度

2.3.5 环境排放及能源消耗

能源消耗即系统的输入,包括运输消耗、机器消耗、能量输入及电能消耗;而环境排放即系统输出,包括能量输出和污染物的排放。运输消耗、机器消耗均以 L(柴油)计,5 t 的柴油运输车每消耗 1 L 柴油,污染物输出为 SO₂ 0.002 kg/L、NO_x 0.01 kg/L、CO₂ 2.59 kg/L^[16]。污染物排放量以 kg/t(原生污泥)计,电能消耗以 kW·h 计,而能量的输入输出以标准煤计。已知 1 kg 标准煤的热量为 29.26 MJ,合 8.13 kW·h,而每消耗 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^[15]。

对于污泥填埋,干污泥(含水率 21.6%)产气量为 CH₄ 61.7 kg/t、CO₂ 98.1 kg/t^[1]、H₂S 4.54×10⁻³ kg/t、NH₃ 1.65×10⁻³ kg/t、SO₂ 2.58×10⁻² kg/t、NO_x 7.80×10⁻² kg/t^[18];对于污泥焚烧,CO₂ 产生量以污泥含碳量的 90%,煤粉含碳量的 95%计算^[15]。其中,对于污泥多段炉干化焚烧,各项污染物的排放量分别为 SO₂ 14 kg/t、PM 52 kg/t、NO_x 2.5 kg/t、Zn 0.066 kg/t、Pb 0.05 kg/t^[17];对于改性污泥焚烧,各项污染物的排放量分别为 PM 1.56 kg/t、HCl 0.23 kg/t、NO_x 0.48 kg/t、SO₂ 0.095 kg/t、Zn 0.007 9 kg/t、Pb 0.021 kg/t、CO₂ 429.51 kg/t。环境排放及能源消耗清单如表 4 所示。

表 4 污泥处理环境排放及能源消耗

处理方式	系统输入				系统输出/kg								
	运输消耗/L	机械消耗/L	能量输入/kg	电能/(kW·h)	能量输出	CO ₂	CH ₄	PM	SO ₂	NO _x	HCl	Zn	Pb
填埋	0.6	1.1				25.59	13.33		0.003 4	0.034			
干化焚烧	0.3		88.9	120.0		100		11.26	3.14	0.65		0.014	0.011
改性焚烧	1.2	4.8	178.0	78.8	363.6	262		0.97	0.15	0.42	0.14	0.004 8	0.013

2.3.6 生命周期影响评价

对污泥填埋、干化焚烧、改性焚烧 3 种处理方式的总能量消耗、全球变暖及人体毒性 3 个方面进行生命周期影响评价。总能量消耗为系统的净能量输入,以 kg 标准煤的消耗量计;全球变暖以 kg CO₂ 当量计,选取 CH₄ 和 CO₂(扣除污泥 CO₂ 产生量)作为影响因子,当量值分别为 25.0 和 1.0;人体毒性以 kg DCB 当量计,选取 SO₂、PM、NO_x、HCl、Zn 及 Pb 为影响因子,DCB 当量值^[19]见表 5。

表 6 污泥处理环境影响指标

处理方式	总能量消耗/(kg S. Coal-e)	指标值/%	全球变暖/(kg CO ₂ -e)	指标值/%	人体毒性/(kg DCB-e)	指标值/%
填埋	1.95	37.4	337.65	0	0.04	100
干化焚烧	104.05	0	87.95	100	9.41	0
改性焚烧	-169.02	100	251.29	34	7.31	22.4

1)总能量消耗。各种污泥处理方式的总能量消耗差异很大:(1)改性污泥焚烧具有能量净输出,故其能量消耗值为负值。改性污泥经过 5 d 自然干化后热值能够达到 3 221 kcal/kg,其干化过程不需能量,极大地减少了总能量的消耗。(2)污泥干化焚烧中污泥干化采取烘干的方式,烘干所需能量占总能量消耗的 86.8%,污泥和煤粉混烧产生的热能全部用于污泥的干化过程,故能量消耗最多。(3)污泥填埋的能量消耗主要来源于污泥的场内运输及污泥的填埋过程,能量消耗量不大,但缺乏能量回收利用。

总能量消耗的差异性取决于污泥的干化过程:相比于填埋,干化焚烧利用污泥和煤粉产生的热能干化原生污泥,干化过程耗能较高,而改性污泥焚烧利用自然干化降低污泥含水率,提高污泥热值,规避了耗能较高的传统污泥干化过程。鉴于自然干化时间较长(5 d),改性污泥焚烧过程可考虑回收利用部分能量加速改性污泥的干化过程。

2)全球变暖。全球变暖指标可以进一步用碳足迹(Carbon Footprint)阐释(图 7),其中包含填埋气、焚烧气、电能消耗、机械运行和运输的碳足迹,从而评估各因子对全球变暖的影响作用。从污泥填埋的影响因子组成比例可以看出,运输及机械运行能耗对全球变暖的影响较小。填埋场甲烷排放是全球变暖的主要因素,占填埋过程产生 CO₂ 当量的 98.7%,并且大于污泥干化焚烧及改性污泥焚烧产生的 CO₂ 当量。另一方面,由于后两者焚烧过程中没有 CH₄ 的排放,故其对全球变暖的影响较污泥填埋小。

表 5 评价因子 DCB 当量值

评价因子	SO ₂	PM	NO _x	HCl	Zn	Pb
DCB 当量值	0.31	0.096	1.2	0.5	100	470

污泥处理环境影响评价指标值如表 6 所示,每一项评价指标均按照各种污泥处理方式相应的影响值进行归一化处理,即各项中最优化的方式赋值为 100%,最差的处理方式为 0%,其余比例根据线性关系计算得出^[20]。

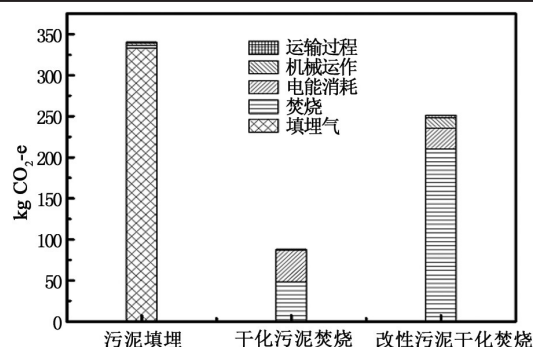


图 7 环境影响因子碳足迹比较

造成改性污泥焚烧 CO₂ 排放当量大于污泥干化焚烧的根本原因在于改性污泥中煤粉比例的大幅度提高,由 8.5%提高至 20%,而等重量的煤粉的 CO₂ 排放量为原生污泥的 13 倍。系统能量输出随电能消耗的 CO₂ 当量比减小而增大,例如污泥干化焚烧中电能消耗 CO₂ 当量比为 44.0%时,能量净输入为 104.05 kg 标准煤;而改性污泥焚烧对应 CO₂ 当量比为 10.1%时,能量净输出达到 169.02 kg 标准煤。

3)人体毒性。3 种污泥处理方式的影响因子对人体毒性的贡献值如图 8 所示。

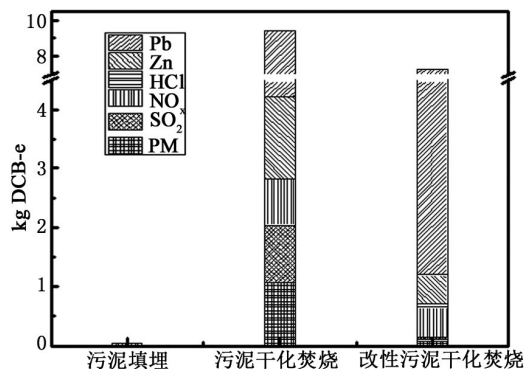


图 8 环境影响因子的人体毒性比较

由图8可知,污泥填埋气对人体毒性较小,因为其 CO_2 、 CH_4 为主要成分, NO_x 仅占0.05%(w/w),而且 NO_x 的DCB当量仅为1.2。由于系统为无组织排放,污泥干化焚烧和改性污泥焚烧的DCB当量值均较高,分别为9.41 kg和7.31 kg,其中重金属的贡献比例最大,分别达到69.8%和90.2%。事实上,相比于污泥干化焚烧,改性污泥焚烧可大幅降低烟气中 PM 、 SO_2 和 Zn 的含量,但对 NO_x 和 Pb 的含量降低作用不显著。由于重金属对人体毒性贡献最大,因此烟气处理设施的引入可以最大限度地降低重金属的浓度,从而减少烟气的人体毒性。

综上所述,改性污泥焚烧的评价结果最为优化,具有最高的总能量输出,但在全球变暖影响及人体毒性输出上表现较为一般,其全球变暖影响主要是由于煤粉的加入带来了额外 CO_2 排放量增加,而人体毒性中重金属的影响占主要地位。污泥填埋的人体毒性最小,然而其对全球变暖的影响最大,主要由于厌氧填埋后 CH_4 的大量产生。污泥干化焚烧在总能量消耗及人体毒性方面均影响最大,故不适合作为污泥处理的合理选择。

4 结论

本文通过对脱水污泥干化及其改性后制备固体燃料进行工程示范,研究和探讨了不同添加物改性污泥固体燃料燃烧性能以及固化固体燃料生命周期评价,得出如下结论:1)污泥干化焚烧在总能量消耗及人体毒性方面均影响最大,故不适合作为污泥处理的合理选择;2)改性污泥的自然干化及煤粉的加入使污泥焚烧具有较高的能量输出,但全球变暖及人体毒性指标值较高。全球变暖的优化可通过减少煤粉的添加量和增加热量回流实现;3)污泥及矿化垃圾中所含的重金属挥发是造成人体毒性指标较高的主要原因,因此通过改变焚烧条件或添加剂组分,从而调整重金属的底灰/烟气分配比及完善尾气处理设备是减少人体毒性的必要途径。

参考文献

- [1] 朱英.卫生填埋场中污泥降解与稳定化过程研究[D].上海:同济大学,2008.
- [2] Fang M, Wong J W C, Wong M H, etc. Composting of sewage sludge and coal fly ash; nutrient transformation [J]. Bio-resource Technology, 1999, 67(1): 19-24.
- [3] 赵丽君.城市污泥堆肥技术研究[J].环境科学, 2001, 22(3): 54-59.

- [4] Wang Qunying, Zhang Lian, Atsushi Sato, etc. Mineral interactions and their impacts on the reduction of pm_{10} emissions during co-combustion of coal with sewage sludge [J]. Proceedings of the combustion institute, 2009, 32: 2701-2708.
- [5] 刘大江, 陈海宇, 宋玉, 等. 改性污泥燃烧过程研究及烟气评估[J]. 有色冶金设计与研究, 2009(6): 95-97.
- [6] 潘终胜. 矿化垃圾生物反应床处理渗滤液工程技术研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.
- [7] J. Werther T. Ogada. Sewage sludge combustion [J]. Progress in energy and combustion science, 1997, 25(1999): 55-116.
- [8] 曹兰, 戴荣国, 王瑞生, 等. 秸秆、谷壳类醋液对鲜鸡粪臭气降解效果的研究[J]. 四川畜牧兽医, 2008(10): 27-28.
- [9] Win KT Toyota K, Motobayash T, Hosomi M. Suppression of ammonia volatilization from a paddy soil fertilized with anaerobically digested cattle slurry by wood vinegar application and floodwater management [J]. Soil Sci. Plant. Nutr., 2009, 55(1): 190-202.
- [10] Velmurugan N., Han, S. S., Lee, Y. S. Antifungal activity of neutralized wood vinegar with water extracts of *pinus densiflora* and *quercus serrata* saw dusts [J]. Int. J. Environ. Res., 2009, 3(2): 167-176.
- [11] Hiromichi Sakaguchi Naoto Uyama, Hiroshi Uyama. Preserving boiled eggs with a sterilization system employing microbial laccase and wood vinegar [J]. Animal Science Journal, 2007, 78: 668-671.
- [12] G. Rebitzer T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, etc. Life cycle assessment part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and application [J]. Environment International, 2004, 30: 701-720.
- [13] G. M. Peters, H. V. Rowley. Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment [J]. Environmental Science and Technology, 2009, 43(8): 2674-2679.
- [14] M. E. Boesch, A. Koehler, S. Hellweg. Model for cradle-to-gate life cycle assessment of clinker production [J]. Environmental Science and Technology, 2009, 43(19): 7578-7583.
- [15] 廖艳芬, 漆雅庆, 马晓茜. 城市污水污泥焚烧处理环境影响分析[J]. 环境科学学报, 2009, 29(11): 2359-2365.
- [16] 龚大国, 孙冬, 谢明, 等. 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, 2008, 16(4): 52-55.
- [17] EPA. Solid waste disposal [J]. Compilation of Air Pollutant Emission Factors & AP42, fifth edition, 1995, .
- [18] 易晓娥, 张江山. LCA方法在城市垃圾管理中的应用[J]. 安全与环境工程, 2004, 11(2): 42-44.
- [19] M. A. J. Huijbregts U. Thissen, J. B. Guinee, etc. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part 1: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model uses-lca [J]. Chemosphere, 2000, 41: 541-573.
- [20] S. Lundie, N. Ashbolt, D. Livingston, etc. Sustainability framework—methodology for evaluation the overall sustainability of urban water systems [R]. Melbourne: Centre for Water & Waste Technology, University of New South Wales, 2005.