

城市污泥热解中试系统集成一体化研究 及运行效果评估

常风民^{1,2} 王凯军^{1*} 汪翠萍¹ 俞金海¹ 盛守祥¹

(1. 清华大学环境学院, 北京 100084; 2. 中国矿业大学(北京)化学与环境工程学院, 北京 100083)

摘要 为了促进城市污泥热解工艺的工程化应用, 组建了污泥热解系统、热解产物分离回收利用系统、废气净化排放系统于一体较完整的热解中试装置, 在实现污泥有效处置的同时也实现了高值能源回收利用。中试工况优化, 较好工况为: 热解时间 30~40 min, 热解终温 450~500℃, 在此条件下, 干化污泥(含水率 5%)减量率为 50%; 热值为 33.8 MJ/kg 的热解油产率为 17.1% 左右。通过对中试运行效果的评估, 得出热解油和热解气两者能量或污泥炭自身能量可供干化污泥热解本身所需能量, 从而为推动污水污泥热解工艺的工程化利用提供了支持。

关键词 污泥热解 中试集成 效果评估

中图分类号 X705 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2013)09-3583-06

Pilot-scale integration study on pyrolysis system of municipal sludge and operational effectiveness evaluation

Chang Fengmin^{1,2} Wang Kaijun¹ Wang Cuiping¹ Yu Jinhai¹ Sheng Shouxiang¹

(1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Department of Chemical and Environmental Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China)

Abstract To promote engineering application of municipal sludge pyrolysis technology, pilot-scale sludge pyrolysis device integrated systems were set up to study the effectiveness of sewage sludge pyrolysis. The experiment showed that the best final temperature was 450~500℃ and residence time was 30~40 min. Under the conditions, 50% reduction rate of dried sludge and 17.1% yield of pyrolysis oil with 33.8 MJ/kg of calorific value were obtained by optimization. Through energy balance analysis, energy produced from pyrolysis oil and gas together or just from sewage-char is almost sufficient to supply the energy required for sewage sludge pyrolysis, then this could accelerate the engineering application of sludge pyrolysis process.

Key words sludge pyrolysis; pilot-scale integration; effectiveness evaluation

随着城镇化过程的加快, 污水处理量大幅提升, 污水处理的副产品——城市污泥产量也急剧增加。截止 2010 年底已建设污水处理厂 2 800 余座, 城镇污水处理量已达到 300 多亿 m³, 处理废水而产生的污泥量达 3 000 万 t 左右。随着污水处理厂的快速建设和污水处理排放标准的提高, 污泥量还会急剧增加, 初步推算“十二五”期间全国干污泥产量约为 1 200 万 t 左右, 湿污泥(80% 含水率) 6 000 万 t^[1]。而长期以来, 我国一直由于“重水轻泥”的思想认识, 污泥的处理技术比较落后, 主要以填埋、农田利用为主, 2010 年污泥填埋占到 62.4%、农田利用 10.6%^[2], 城市污泥中污染物易对土壤和地下水造成污染, 且排放的 CH₄ 对环境产生严重的温室效应, 这样的处理方法受到很大限制, 也造成了资源浪费。污泥焚烧现是被国内外认可的一种处理方

式^[3], 但随着环境保护标准的提高以及焚烧易产生二恶英类物质等有毒有害气体, 也受到人们的质疑^[4,5]。

污泥处理新工艺热解技术是在无氧环境条件下对污泥进行加热, 使污泥中的有机物进行热裂解和热化学分解反应, 生成热解气、热解液和热解炭。由于污泥热解是在无氧条件下进行, 这样就抑制了二恶英类物质等有害气体的产生^[6-8]; 热解气和热解液可作为热解本身的能源供应^[9-11]; 生成低廉的热

基金项目: 国家“863”高技术研究发展计划项目(2009AA064704)

收稿日期: 2012-05-31; 修订日期: 2012-09-19

作者简介: 常风民(1974~), 男, 博士研究生, 主要从事固废资源化
和污水处理方面研究工作。E-mail: changfm123@126.com

* 通讯联系人, E-mail: wkj@tsinghua.edu.cn

解炭可用作污水、废气处理的吸附剂^[12-15],从而达到污泥处理消耗较少的额外能源,同时也为污水及烟气处理提供原料。但目前国内研究污泥热解技术大部分还处于实验室和中试阶段,为了促进污泥热解技术工程化应用,本研究构建了污泥热解、产物分离回收利用、废气净化排放系统于一体较完整的热解中试装置,并进行了工况优化和运行效果评估。

1 中试系统描述

中试设备采用自行设计的管道外热式热解炉对北京某污水处理厂干化污泥进行热解,工艺主要由热解反应系统、物料输送系统、热解液气分离回收利用系统、烟气净化系统和调控监测系统等组成,中试设备装置如图1所示。

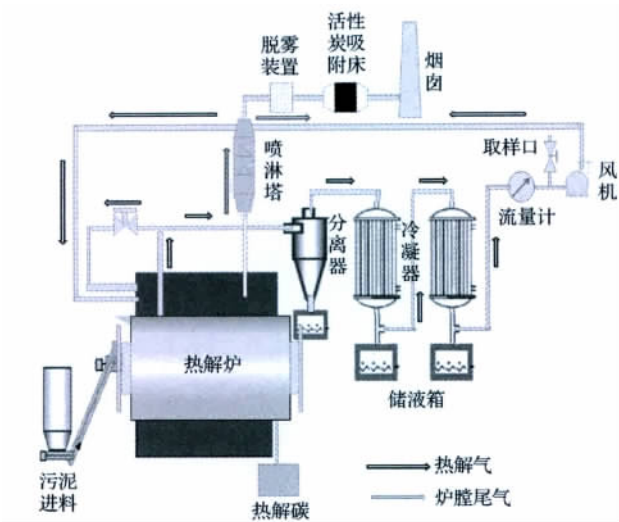


图1 中试设备组装图

Fig. 1 Schematic of the plot apparatus

1.1 热解反应系统

热解反应系统主要包括燃烧器、热解炉等。热解炉采用简易的管道外热式,日处理能力为2 t/d(含水率为80%污泥)。实验期间,燃料主要由柴油作为能源,污泥热解自身产生的热解油和热解气作为补充能源。

1.2 输送物料系统

物料输送主要依靠螺旋转动,进料通过管道输送到热解炉,出料采用双阀门和水封相结合方式,达到密封无氧条件。热解液气混合物通过引风机和自身产生的压力返炉膛燃烧提供能量。

1.3 液气分离回收系统

液气分离系统采用灵活的双管道路径,其中一

条路径将热解液气混合物直接返炉膛燃烧,为自身提供能量;另一条路径是通过两级分离器、多级除雾网和两级冷凝器对热解液气混合物进行冷凝分离,回收易储存、易运输的热解液,只有非凝性气体回炉膛燃烧为热解装置提供能量。

1.4 烟气净化系统

烟气净化系统主要为处理燃料和热解气燃烧过程产生的粉尘和部分恶臭气体,因此,在烟气处理系统中安装碱式喷淋塔和污泥炭吸附床对烟气进行净化处理。

2 物料与实验方法

2.1 实验方法

首先加热炉温到设定温度,然后均匀连续加料,保持热解炉填充率30%;改变螺旋转速,调整污泥停留时间分别为30、40和50 min;改变燃烧器燃烧时间控制热解炉温分别在400、450和500℃。

2.2 样品制取

物料取自北京某污水处理厂干化污泥,直径为1~2 mm左右的球状颗粒;每个工况连续运行下,从出料箱取出30 min所产的污泥炭,取3次;从分离器和冷凝器的储液箱取出对应30 min所产的热解液混合后取样,测定后取平均值。

2.3 分析方法

工业分析、元素分析、热值以及重金属测定由具有资质的监测机构监测;碘值采用国家标准《煤质颗粒活性炭实验方法-碘吸附值的测定》(GB/T 7702.7)。

2.4 物料性质

物料性质对热解工况及产物性质影响较大,对给料进行了工业分析与元素分析,水分和灰分分别为5.54%和29.87%,这部分为不可燃成分,基本不提供能量;挥发分和固定碳为可燃成分,分别为64.79%和5.34%,可燃成分较高,污泥干基热值为16.08 MJ/kg。从元素分析知,碳和氢的份数分别为38.02%和4.97%,这部分是原料和产物热能主要提供者,氧、氮和硫分别为15.11%、5.75%和0.94%,这部分对产物的利用产生不利影响。

3 中试实验

污泥中温热解(<600℃)主要是污泥中挥发分分解,污泥质量减小,挥发分主要转化成热解液。因此在工况优化时,污泥减量和热解液产量(含水率

一定情况下)作为主要的考核指标。

3.1 中试实验运行依据

实验室的小试实验和其他研究者的研究结果表明^[16-19],污泥热解主要因素是热解温度和热解时间,其在热解温度 400 ~ 500℃,热解时间 30 ~ 40 min 条件下,污泥的减量率较高,易储存、易运输的热解液产量最大,污泥炭的吸附能力最强。小试的热解温度(热解时间 30 min)对三者的影响如图 2 所示。

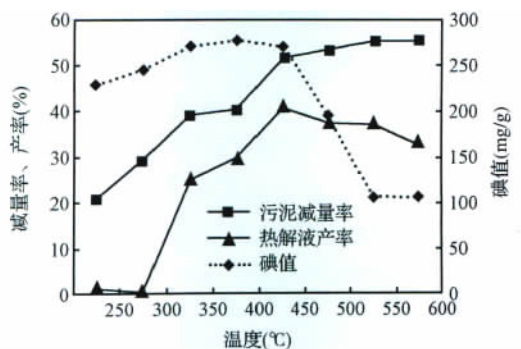


图2 小试产物产量和碘值随热解温度的变化

Fig. 2 Variation of yield of production and iodine number of sludge-char with pyrolysis temperature in batch tests

由图 2 可知,在 450℃ 前,固体减少量、热解液产量和污泥炭碘值随温度增加而增加,主要由于污泥中挥发分被转化成热解液或热解气,从而固体量减少,热解液增加,同时挥发分的分解也有利于污泥炭微孔结构的形成,使污泥炭碘值升高。而 450℃ 后,挥发分大部分分解,固体中主要剩余的是难分解的灰分和固定碳,而温度再升高,热解液就会发生二次分解形成热解气,使热解液的产量减少。同时污泥炭的空隙也从微孔变成中大孔,使污泥炭的碘值降低。从小试实验结果看出,热解温度 450℃ 是重要的一个转折点,因此中试的热解温度定在 450℃、热解时间在 30 min 附近(热解时间对三者影响变化不显著,此处不再列表解释)进行优化。

3.2 不同工况下的固相减量率

图 3 为物料在 9 种热解工况下的减量情况,由图 3 可知,在 500℃ / 30 min、500℃ / 40 min 和 450℃ / 40 min 3 种工况下,污泥减量率较高。在热解终温 500℃ 时,热解时间 40 min 与 30 min 污泥减量率变化不大,因此可以选定 500℃ / 30 min 工况。在 450℃ / 40 min 污泥减量率也接近 50%,热解终温较低,但热解停留时间较长。从污泥减量化考虑,

450℃ / 40 min、500℃ / 30 min 的工况较好,即热解终温 450 ~ 500℃、热解时间 30 ~ 40 min,这与小试的运行条件基本一致。

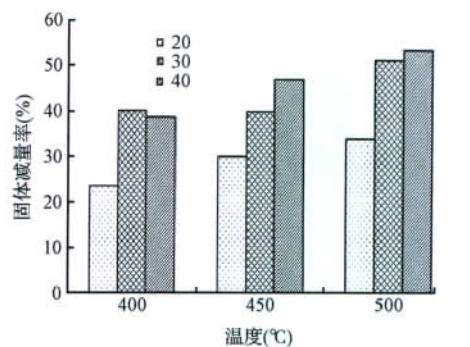


图3 在不同工况下的污泥减量率

Fig. 3 Sludge reduction rate under different operating conditions

3.3 不同工况下的热解液产率分布

图 4 描述了热解液与热解终温、热解时间的变化关系。由图 4 可知,450℃ / 40 min 和 500℃ / 30 min 这 2 个工况的热解液产率明显较大,产液率超过 30%。这与污泥减量率在这 2 个工况较大相一致。主要是污泥中挥发分在这 2 个工况下转化成的热解液较高,从后面工业分析可知原料减少量(50% 以上)都是挥发分,30% 转化成热解液,20% 转化成热解气或泄漏。从污泥减量化和产液率考虑,城市污泥热解中试运行较好的运行条件为热解终温为 450 ~ 500℃,热解时间为 30 ~ 40 min。

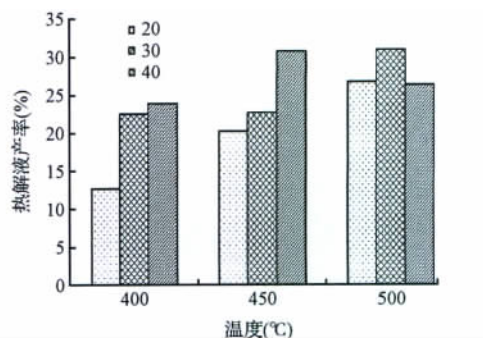


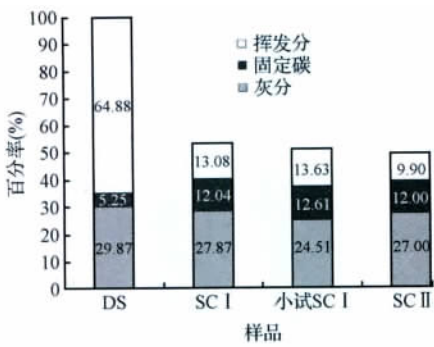
图4 在不同工况下的热解液产率

Fig. 4 Yield of liquid under different operating conditions

4 中试结果评估

4.1 中试与小试特性比较评估

取中试和对应小试的工业分析、污泥减量率、热解液产率、污泥炭的元素构成及热值、热解液热值进行比较,考察中试的运行效果与小试的差异,如图 5



(DS:干化污泥; SC I :450℃ /40 min 工况的污泥炭;
SC II :500℃ /30 min 工况的污泥炭; 小试 SC I :
小试 450℃ /40 min 工况的污泥炭)

图 5 干化污泥和污泥炭的工业分析

Fig. 5 Primary analysis of sludge and sludge-char

污泥炭的量,把单位污泥炭中元素含量转化成对应原料生成污泥炭中含有的量。

根据图 5 的工业分析,可看出干化污泥中的灰分基本残留到污泥炭中,而干化污泥中 64% 的挥发分含量大约还有 10% 没有被分解出来,主要原因可能有一部分热解液残留在污泥炭的内部或表面,另外还有一小部分挥发分在 500℃ 以下没被分解;污泥炭中的固定碳比干化污泥中的固定碳增加了 130%,这主要是有机物中的部分有机碳或无机碳转化成了固定碳的形式,这也是污泥炭具有吸附性能的主要原因。两种工况比较,挥发分和固定碳相同,挥发分工况Ⅱ比工况Ⅰ较少,温度对挥发分影响较大;相同工况下中试与小试的工业成分基本相同,小试的灰分较低,可能所用样品有所差异或测定误差造成,可得中试的运行效果基本与小试的运行效果相同。

及表 1 所示。为了清晰比较原料中主要元素转移到

表 1 污泥炭的特性分析

Table 1 Characteristics analysis of sludge-char

	DS	SC I C	BSC I C	SC II C	SC I	BSC I	SC II
C	38.02	18.18	18.83	15.71	34.31	37.66	32.05
H	4.97	1.03	1.06	0.81	1.96	2.12	1.66
O	15.12	3.19	3.1	3.00	6.01	6.38	6.12
N	5.75	2.61	2.73	2.33	4.93	5.46	4.75
S	0.94	0.16	0.13	0.15	0.3	0.26	0.3
固减率 (%)	/	/	/	/	47.00	51.60	51.24
液产率 (%)	/	/	/	/	30.80	37.72	31.11
炭 (MJ/Kg)	/	/	/	/	13.49	14.69	13.29
液 (MJ/kg)	/	/	/	/	26.30	28.99	27.95

注:DS、SC I、SC II 同图 2;BSC I :小试 450℃ /40 min 工况的污泥炭;SC I C = SC I × 0.53;BSC I C = BSC I × 0.50; SC II C = SC II × 0.49。

根据表 1,中试的 2 种工况相比:2 种工况污泥炭的各元素含量、污泥减量、热解液产量、及污泥炭和热解液热值都非常接近,可判定 2 种工况的运行效果相差不大。在运行中,可根据实际情况,调整工况在炉温 450 ~ 500℃、停留时间 30 ~ 40 min 之间,若炉温高一点,热解时间可适当减少。

中试与对应小试运行结果相比,从元素测定结果看,中试与小试的产物污泥炭的各元素含量、污泥减量、污泥炭热值、热解液热值基本相同,而热解液产率小试实验产率较高,这可能在 中试运行中密封不严,热解液泄漏有关。从而说明在小试基础上建立的中试实验能达到小试的运行效果,这为中试向工程扩大化提供了基础。

物料中的 C、H 及有机 S 燃烧可以放热,是可燃

成分。C 燃烧时能放出大量的热量,为 33.92 kJ/kg,是固体燃料中的主要发热物质。H 燃烧时也能放出大量的热,为 14.32 kJ/kg,也是主要发热元素之一。C 含量大约减少 50%,而干化污泥的减量率也大约为 50%,H 含量减少 80% 以上,因此污泥炭的热值稍微低于干化污泥热值,实际测定出的污泥热值 (14.8 MJ/kg) 比污泥炭热值 (13.5 MJ/kg) 稍低,这与上述的分析相一致,这为污泥炭与污泥一样也可作为一种劣质的燃料提供了数据和理论上的支持。中试热解液热值与小试热解液热值都在 28.0 MJ/kg 左右比劣质柴油稍低,热解液可作为劣质燃料为自身热解提供能量。

4.2 重金属固化评估

为了考察中试污泥热解对重金属的固化情况,

对干化污泥与 2 个工况的污泥炭含有的重金属进行了测定,结果如表 2 所示。

表 2 污泥炭的重金属含量
Table 2 Metals content of sludge-char (mg/kg)

指 标	DS	SC I C	SC II C	SC I	SC II
硼	10.9	10.3	10.5	19.5	21.4
总铬	34	38.8	35.1	73.3	71.6
镍	23.5	20.9	25.8	39.4	52.6
铜	180	121.9	124.5	230	254
砷	3.1	4.1	3.5	7.79	7.21
镉	< 0.01	<0.01	<0.01	< 0.01	< 0.01
铅	35.9	37.6	33.2	70.9	67.7
汞	9.9	1.6	0.9	2.97	1.88

注:各符号与表 1 相同。

由表 2 可知,2 个工况下污泥炭的重金属(除 Hg 外)含量基本相同,原料中 90% 以上的重金属固化在污泥炭中,而工况 II 污泥炭中的 Hg 含量比工况 I 污泥炭中的含量低,是由于工况 II 比工况 I 的运行温度高,更利于 Hg 的挥发,但污泥炭中的含量与原料相比,只有原料中的 10% 左右,90% 以上的 Hg 都挥发出去。这是由于 Hg(熔点 -38.9℃、沸点 357.6℃)是易挥发的金属。这与其他研究者^[20,21]的研究结果是一致的,即汞在 350℃ 挥发,温度大于 600℃ 时的热解条件挥发的是 Cd;直到 705℃ 热解条件下,仍不挥发的为 Cr、Ni、Cu、Zn 和 Pb。从中试运行看,污泥热解技术对重金属有较好的固定作用。

4.3 物料平衡评估

通过物料平衡计算可以选出最佳的生产方法和工艺流程,从而达到投资最省及生产成本最低的目的。以 500℃、30 min 工况条件下,每小时处理量 15 kg 为例计算分析,结果如表 3 所示。

表 3 物料平衡分析
Table 3 Analytics of mass balance

收入项	质量(kg)	百分比(%)	支出项	质量(kg)	百分比(%)
污泥炭	7.32	48.8	干化污泥	15.00	100
污泥液	4.66	31.1			
污泥气	1.52	10.1			
总计	13.50	90%			

注:热解气质量根据气体成分理论计算出来的。

物料平衡计算结果表明,误差为 10%,原因有二:一是热解系统密封不严,微量热解气液溢漏;二

是热解产物有一定的粘附性,易附着在设备内壁。致使热解产物量偏小,物料平衡计算结果误差偏大。因此,热解系统密封性和热解产物粘壁问题需进一步改善。

4.4 能量平衡评估

根据热力学第一定律即能量守恒定律,对污泥热解能量的收支进行平衡计算即热解能耗和热解产物回收的能量进行计算,通过比较耗能量与回收能量的多少,可在此基础上进行经济效益分析。通过热量收支平衡分析,可以了解热解过程中热量的转移、分配、利用及损失情况,为评价炉子的热工操作和炉型设计提供依据。由于热解过程物料发生热解反应,主反应为吸热过程,所以该工艺需要外界能量输入。此外,热解过程中还会产生各种热损失,主要包括:炉子等设备的散热损失,系统的热容,冷却水带走的热量,热解固、气、液产物带走的显热等。污泥热解的能耗受到多种因素的影响,如热解温度、物料含水率及热解时间等。中试热解系统耗能主要包括柴油提供的能量和各种用电设施消耗的电能。产能主要是各产物含有的能量。根据上述的实验结果,对 500℃/30 min 运行工况进行了耗能和产能分析。知每热解 1 000 g 干化污泥需消耗 6.53 MJ 能量,而产生污泥炭的能量为 6.49 MJ;热解油和热解气能量 6.69 MJ。可看出,热解油和热解气作为燃料提供的能量可供其本身热解所需热量;若污泥炭作为燃料,污泥炭自身能量几乎也可供热解所需要的能量,即热解本身不需外界提供能量。另外,反应水以及溶解性有机物产量占原料 14.0%,也有一部分能量,由于这部分一般不作为能量应用,而是返回到污水处理厂作为脱氮反硝化提供的碳源,未计算在内。但所用污泥为干化污泥,未考虑干化过程消耗的能量,在下一步的研究中,对脱水污泥的干燥及热解一体化进行研究。

5 结 论

(1)城市污泥热解工艺组建污泥热解系统、热解产物分离回收利用系统、烟气净化排放系统于一体较完整的热解中试装置是可行的,且中试运行效果与小试实验运行效果基本相同。

(2)污泥热解中试运行较好的工况为:热解反应器物料占有率 30% ~ 40%,热解时间 30 ~ 40 min,热解终温 450 ~ 500℃;在此条件下,干化污泥减量率为 48% ~ 50%,热解炭热值为 14.0 MJ/kg 左

右;热值为 33.8 MJ/kg 的热解油产率为 17.1%。

(3) 污泥中 C、N 含量的 50% 保留在污泥炭中, H、O 和 S 含量的 80% 分解成热解液或热解气;热解对污泥中的重金属固化率在 90% 以上(除 Hg 外)。

(4) 通过对污泥热解中试的评估,得出热解油和热解气两者能量或污泥炭自身的能量可供干化污泥热解所需能量。

(5) 需进一步研究利用烟气含有的能量及热解气作为能源对脱水污泥进行干燥处理,形成干燥、热解、产物资源化利用、烟气处理等于一体完整的集成化装置;对各相产物的性质进一步深入分析,对热解产物的开发利用加强研究,使各相产物在实际工程应用中得到充分利用。

参考文献

- [1] 王凯军,高志永,张国臣. 投资污泥处理处置前景如何? 环境保护, **2011**, 39(8): 21-23
Wang Kaijun, Gao Zhiyong, Zhang Guochen. How do the foreground of investment of sludge treatment and disposal? Environmental Protection, **2011**, 39(8): 21-23 (in Chinese)
- [2] 杭世珩,史骏,关春雨. 全国城镇污水厂污泥处理处置规划的技术路线研究. //中国城镇污泥处理处置技术与应用高级研讨会论文集, **2011**. 1-7
- [3] Fytli D., Zabaniotou A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, **2008**, 12(1): 116-140
- [4] 李军,王忠民,张宁,等. 污泥焚烧工艺技术研究. 环境工程, **2005**, 23(6): 48-52
Li Jun, Wang Zhongmin, Zhang Ning, et al. The study on the wastewater sludge incineration technology. Environmental Engineering, **2005**, 23(6): 48-52 (in Chinese)
- [5] Leszczynski S. Pyrolysis of sewage sludge and municipal organic waste. Acta Metallurgica Slovaca, **2006**, 12: 257-261
- [6] Johan R. Comparison of results for chemical and thermal treatment of contaminated dredged sediments. Water. Sci. Tech, **1998**, 37(6-7): 355-362
- [7] Malkow T. Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal. Waste Management, **2004**, 24(1): 53-79
- [8] Calaminus B., Fiedler H., Stahlberg R. Technological measures to prevent formation of chloro organics in thermal waste disposal. Organohalogen Compounds, **1997**, 31: 354-358
- [9] Bridle T. R., Hertle C. K. Oil from sludge: A cost effective sludge management system. Journal of the Australian Water and Wastewater Association, **1988**, 15(3): 32-35
- [10] Environment Solutions Internaitonal Ltd. Recovering bio-energy from waste sludge, Filtration Separation, **2002**, 39(4): 26-28
- [11] Yucheng C., Pawłowski A. Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment. Renewable and Sustainable Energy Reviews, **2012**, 16(3): 1657-1665
- [12] Jindarom C., Meeyoo V., Kitiyanan B., et al. Surface characterization and dye adsorptive capacities of char obtained from pyrolysis/gasification of sewage sludge. Chemical Engineering Journal, **2007**, 133(1-3): 239-246
- [13] Tay J. H., Chen X. G., Jeyaseelan S., et al. A comparative study of anaerobically digested and undigested sewage sludges in preparation of activated carbons. Chemosphere, **2001**, 44(1): 53-57
- [14] Lu G. Q., Lau D. D. Characterisation of sewage sludge-derived adsorbents for H₂S removal. Part 2: Surface and pore structural evolution in chemical activation. Gas Separation & Purification, **1996**, 10(2): 103-111
- [15] Young Nam C., Seong Cheon K., Kunio Y. Pyrolysis gasification of dried sewage sludge in a combined screw and rotary kiln gasifier. Applied Energy, **2011**, 88(4): 1105-1112
- [16] Sa 'ncheza M. E., Mene 'ndezb J. A., Domínguez A. Effect of pyrolysis temperature on the composition of the oils obtained from sewage sludge. Biomass and Bioenergy, **2009**, 33(6-7): 933-940
- [17] Inguanzo M., Domínguez A., Mene 'ndez J. A. On the pyrolysis of sewage sludge: The influence of pyrolysis conditions on solid liquid and gas fractions. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, **2002**, 63(1): 209-222
- [18] 赵海陪,侯影飞,祝威. 热解含油污泥制备吸附剂及热解过程的优化. 环境工程学报, **2012**, 6(2): 627-632
Zhao Haopei, Hou Yingfei, Zhu Wei. Process optimization of preparation adsorbent material and pyrolysis for oily sludge. Chinese Journal of Environmental Engineering, **2012**, 6(2): 627-632 (in Chinese)
- [19] Casajusa C., Abregob J., Mariasa F. Product distribution and kinetic scheme for the fixed bed thermal decomposition of sewage sludge. Chemical Engineering Journal, **2009**, 145(3): 412-419
- [20] Hwang I. H., Ouchi Y., Matsuto T. Characteristics of leachate from pyrolysis residue of sewage sludge. Chemosphere, **2007**, 68(10): 1913-1919
- [21] Kistler R. C., Widmer F., Brunner P. H. Behavior of chromium, nickel, copper, zinc, cadmium, mercury, and lead during the pyrolysis of sewage sludge. Environ. Sci. Technol., **1987**, 21(7): 704-708