

广东某大型城市生活垃圾焚烧厂9种重金属的迁移特征*

赵曦¹ 李娟¹ 黄艺² 陆克定²

(1.深圳市环境科学研究院,广东 深圳 518001;2.北京大学环境科学与工程学院,北京 100871)

摘要 采集广东某大型城市生活垃圾焚烧厂一期(WI-A)和二期(WI-B)的进厂垃圾、渗滤液、飞灰、底渣和烟气样品,分析了各样品中砷、镉、钴、铬、铜、汞、镍、铅、锌共9种重金属含量,研究重金属的迁移特征。结果显示,9种重金属呈现4类不同的迁移特征,钴、铜、镍、铬主要迁移至底渣中,锌、砷、铅主要迁移至底渣和飞灰中,镉主要迁移至飞灰中,汞主要迁移至飞灰和烟气中。活性炭吸附和布袋除尘器的组合对除汞以外的重金属治理效果明显。WI-A和WI-B垃圾中的汞分别约有28%、37%随烟气排到环境中。

关键词 城市生活垃圾焚烧厂 重金属 迁移特征 垃圾成分

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2015.06.005

Partitioning characteristics of nine heavy metals in a municipal solid waste incinerator in Guangdong ZHAO Xi¹, LI Juan¹, HUANG Yi², LU Keding². (1. Shenzhen Academy of Environmental Sciences, Shenzhen Guangdong 518001; 2. College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871)

Abstract: The concentrations of nine heavy metals (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) in the fresh solid waste, leachate, fly ash, bottom slag and stack gas were determined in the first-phases (WI-A) and second phase (WI-B) of a large-scale municipal solid waste incinerator (MSWI) in Guangdong. Based on the analysis result, the partitioning patterns of the heavy metals during waste incineration were characterized. Four groups of heavy metals with different partitioning patterns were identified: Co, Cu, Ni and Cr remained predominantly in bottom slag; Zn, As and Pb tended to stay both in bottom slag and fly ash; Cd was mainly in fly ash; and Hg partitioned to fly ash and stack gas. Bag filter coupled with activated carbon adsorption could effectively collect the heavy metals, with the exception of Hg. In WI-A and WI-B, about 28% and 37% of Hg in fresh solid waste were released into the environment, respectively.

Keywords: MSWI; heavy metals; partitioning characteristics; waste composition

城市生活垃圾焚烧厂(以下简称垃圾焚烧厂)在对垃圾进行减量化的同时,也产生了渗滤液、灰渣和烟气等二次污染物。由于生活垃圾含有各种人造或自然物质,这些物质中含有一定量的重金属^[1]。在垃圾焚烧过程中,重金属可通过渗滤液、灰渣、烟气等不同渠道排放,进而对受纳环境造成威胁。

一般而言,垃圾焚烧产生的灰渣为原垃圾质量的30%左右,其中80%(质量分数,下同)为底渣,20%为飞灰^[2]。在我国,垃圾焚烧飞灰归为危险废物,需经固化处理后安全填埋,底渣则采用填埋处置或用于制造低端建筑材料。在许多发达国家(如瑞士、德国、荷兰等),生活垃圾含有大量塑料、金属以及电池等电子产品,底渣中部分重金属的含量已远超控制标准,因而很多国家将底渣归为危险废物,严

禁直接填埋处置^[3]。随着我国居民生活水平的提高,生活垃圾成分的改变可能导致垃圾焚烧底渣中重金属含量增加,进而超过控制标准。通过工程技术手段降低底渣和烟气中的重金属含量,使重金属尽量迁移至产生量相对较小的飞灰中,是一种经济、环保的技术策略。

垃圾焚烧厂灰渣和烟气中的重金属含量取决于其迁移特征,重金属在各个排放渠道(渗滤液、底渣、飞灰和烟气)中的分配比例受重金属的物理化学性质、焚烧炉操作条件(包括操作温度和垃圾停留时间)和垃圾成分(包括含氯量、含硫量、矿物质元素和水分)等多种因素影响^{[4],[5]2501}。重金属迁移特征的分析结果可以为垃圾焚烧厂的重金属污染控制提供基础数据。更重要的是,重金属在垃圾焚烧过程中

第一作者:赵曦,男,1982年生,硕士,工程师,研究方向为重金属和持久性有机污染物的环境影响与污染防治。

* 国家自然科学基金资助项目(No.41375124);国家环境保护公益性行业科研专项(No.201309034);深圳市人居环境委员会环境科研专项基金资助项目(No. SZGX2012118D-SCZJ)。

的迁移特征可以反过来表征垃圾焚烧炉的操作情况及垃圾成分,并进一步反映出垃圾焚烧厂在运营中存在的问题。

本研究通过采集广东某大型垃圾焚烧厂一期和二期的进厂垃圾、渗滤液、飞灰、底渣和烟气样品,对进厂垃圾的元素成分及各样品的重金属含量进行分析,并根据渗滤液、飞灰、底渣和烟气的统计数据,对重金属的迁移特征进行研究,以期为该厂重金属污染防治水平的进一步提高提供参考依据。由于我国新修订的《生活垃圾焚烧污染控制标准》(GB 18485—2014)中,烟气重金属指标从原有的“镉、铅、汞”扩大至“镉+铊、锑+砷+铅+铬+钴+铜+锰+镍、汞”,结合以往文献中重点关注的重金属种类,本研究选定砷、镉、钴、铬、铜、汞、镍、铅、锌共 9 种重金属进行研究。

1 材料和方法

1.1 垃圾焚烧厂概况

本研究中的垃圾焚烧厂分为一期(WI-A)和二期(WI-B),通过“建设—经营—转让”(BOT)模式交由两家企业分别运营,两期收运的垃圾来源于不同片区。WI-A的设计规模为 675 t/d,安装 3 台 225 t/d 的炉排炉垃圾焚烧锅炉和 1 台 12 MW 的汽轮发电机组,日常实际运行情况为满负荷运行。WI-B的设计规模为 1 000 t/d,安装 4 台 250 t/d 的炉排炉垃圾焚烧锅炉和 1 台 12 MW 及 1 台 6 MW 的汽轮发电机组,日常实际运行情况为满负荷运行。WI-A 和 WI-B 的烟气处理设施均为炉内选择性非催化还原(SNCR)脱硝、石灰半干法除酸、活性炭喷射和布袋除尘器,烟囱高度均为 80 m。

1.2 样品采集

于 2014 年 4—5 月正常工况下采集 WI-A 和 WI-B 的新鲜垃圾、渗滤液、烟气、飞灰和底渣样品,每周采集 1 次,共采集 8 批次。

新鲜垃圾和入炉前垃圾按照《生活垃圾采样和物理分析方法》(CJ/T 313—2009)的规范要求采集;渗滤液样品按照《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91—2002)的要求采集;烟气样品按照《固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》(GB/T 16157—1996)的要求采集,收集点设在布袋除尘器出口和烟囱入口连接处的采样孔;飞灰和底渣样品按照《飞灰和炉渣样品的采集》(DL/T 567.3—95)的规范要求采集,收集点分别在布袋除尘器的集尘斗出口和底渣出渣口处。

1.3 样品处理

将底渣样品在 105 ℃ 下烘干,测其含水率,烘干底渣过 2 mm 筛,筛下物进行研磨,使其过 100 目筛,封存待测。飞灰样品无需预处理。

1.4 样品分析

渗滤液中的汞采用《水质 总汞的测定 冷原子吸收分光光度法》(HJ 597—2011)测定;其他重金属采用《水和废水监测分析方法》中的 B 类方法测定。

烟气中的镉、铅采用电感耦合等离子体原子发射光谱法测定;汞采用《固定污染源废气 汞的测定 冷原子吸收分光光度法(暂行)》(HJ 543—2009)测定。

新鲜垃圾、飞灰和底渣中的锌、铜采用《土壤质量 铜、锌的测定 火焰原子吸收分光光度法》(GB/T 17138—1997)测定;铅和镉采用《土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》(GB/T 17141—1997)测定;镍采用《土壤质量 镍的测定 火焰原子吸收分光光度法》(GB/T 17139—1997)测定;铬采用《土壤 总铬的测定 火焰原子吸收分光光度法》(HJ/T 491—2009)测定;砷和汞采用《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法》(GB/T 22105—2008)测定;钴采用《土壤元素近代分析方法》的推荐方法测定。

飞灰和底渣重金属(汞除外)的浸出方法和浸出液测定方法均采用《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》(GB 5085.3—2007)。汞的浸出方法参考 GB 5085.3—2007,浸出液测定方法采用《固体废物 总汞的测定 冷原子吸收分光光度法》(GB/T 15555.1—1995)。

1.5 数据分析

所有重金属含量数据均采用平均值和标准偏差表示,计算采用 Excel 2003 软件。

2 结果与讨论

2.1 渗滤液中重金属含量

垃圾在入炉焚烧前,需在贮存池中停留 5 d 以上以提高入炉垃圾的热值和品质,保证炉膛温度。在贮存过程中,由于微生物的发酵及重力挤压作用,WI-A 和 WI-B 的垃圾中分别有 16.6% (质量分数,根据全年生产报表平均值计算,下同)、10.6% 的水分被排出,成为渗滤液。垃圾贮存池底部设计有 0.2% 的坡度,坡底一侧设格栅门,使渗滤液通过格栅沿污水沟流入渗滤液收集池。

渗滤液中各重金属质量浓度见表 1。由表 1 可见,渗滤液中浓度较高的重金属为锌、镍、铬、铜。

表 1 渗滤液中的重金属质量浓度
Table 1 Concentrations of heavy metals in landfill leachate mg/L

重金属	WI-A	WI-B	《生活垃圾填埋场污染控制标准》 (GB 16889—2008)限值
镉	0.007±0.002	0.101±0.032	0.01
铅	0.105±0.031	0.207±0.055	0.1
汞	0.000 04±0.000 02	0.000 08±0.000 02	0.001
砷	0.106±0.029	0.106±0.027	0.1
铬	1.25±0.41	1.01±0.17	0.1(六价铬)
铜	0.207±0.066	1.490±0.420	
镍	1.41±0.34	1.51±0.33	
锌	6.02±2.13	6.34±1.11	
钴	0.286±0.079	0.227±0.049	

表 2 底渣和飞灰中重金属质量浓度
Table 2 Concentrations of heavy metals in bottom slag and fly ash mg/kg

重金属	底渣		飞灰	
	WI-A	WI-B	WI-A	WI-B
镉	17.5±2.2	13.2±1.5	137.7±14.0	163.0±6.6
铅	478±180	262±90	2 137±110	1 257±247
汞	0.003 0±0.001 7	0.001 7±0.001 2	2.983 0±0.384 0	0.414 0±0.081 0
砷	18.3±4.4	17.7±5.4	35.8±11.3	16.1±3.3
铬	825±120	443±84	855±134	284±37
铜	2 267±378	2 697±465	1 667±59	773±46
镍	390.3±143.2	95.1±31.8	333.0±30.3	89.5±32.1
锌	4 920±969	2 097±363	8 487±42	5 613±297
钴	47.8±11.9	18.6±4.0	34.7±8.7	16.4±3.3

其中, WI-A、WI-B 渗滤液中锌的质量浓度平均值分别高达 6.02、6.34 mg/L。WI-A、WI-B 渗滤液中的铅、砷、铬以及 WI-B 渗滤液中的镉均不能满足 GB 16889—2008 对渗滤液的处理要求。因此, 应采取控制重金属向渗滤液中迁移或对渗滤液中的重金属进行处理。

2.2 底渣和飞灰中重金属含量及浸出毒性

WI-A 和 WI-B 的焚烧炉炉膛温度均控制在 950℃ 左右, 在高温和炉排的搅动作用下, 垃圾中一些重金属及其化合物将随着烟气进入余热回收系统, 其余部分进入底渣。在余热回收系统中, 由于烟气温度降低, 气流速度减缓, 一些较大颗粒沉积在管道中, 部分重金属开始冷凝形成烟道灰。其余重金属将随烟气进入烟气处理系统, 在烟气处理系统中, 在活性炭吸附装置和布袋除尘器的截留作用下, 烟气中的重金属大部分将被截留在飞灰中。根据全年生产报表平均值计算, WI-A 和 WI-B 的底渣产生量分别为垃圾发酵脱水前总质量的 16.0%、9.1%, 飞灰产生量分别为垃圾发酵脱水前总质量的 2.4%、3.8%。

底渣和飞灰中重金属质量浓度见表 2。由表 2 可见, WI-A 和 WI-B 底渣中铜、锌、铬等高沸点重金属质量浓度较高, 镉、汞、砷、钴等低沸点重金属质量浓度较低。WI-A 和 WI-B 的飞灰中锌、铜、铅、铬的

质量浓度较高, 砷、汞、钴的质量浓度较低。WI-A 的底渣和飞灰中大部分重金属含量明显高于 WI-B。

底渣和飞灰的重金属浸出质量浓度如表 3 所示, WI-A 和 WI-B 的底渣重金属浸出质量浓度均未超过 GB 5085.3—2007 中的鉴别标准值; WI-B 的飞灰中铅的浸出质量浓度超过鉴别标准值, 应属于危险废物; WI-A 的飞灰中重金属浸出质量浓度则未超过鉴别标准值。

2.3 烟气中重金属含量

烟气中重金属主要以颗粒相或气相的形式存在, 沸点高的重金属基本为颗粒相, 可以通过凝结成颗粒物或者吸附于飞灰上被喷入的活性炭粉末吸附从而被布袋除尘器去除, 未被布袋除尘器截留的细颗粒则随烟气排出; 而沸点相对较低的铅、镉和汞, 部分存在于颗粒相中, 部分存在于气相中, 存在于颗粒相中的部分可以被活性炭粉末吸附去除, 未被吸附的气相部分则随烟气排出。

由于 WI-A 和 WI-B 的布袋除尘器处理效果较佳, 烟气排放质量浓度稳定低于 2 mg/m³。因此, 只存在于颗粒相上的砷、铬、铜、镍、锌、钴等重金属均无检出。部分存在于气相的镉、铅、汞有检出, 检出质量浓度满足 GB 18485—2014 排放要求(见表 4)。说明 WI-A 和 WI-B 采用的活性炭吸附和布袋除尘器的组合满足烟气重金属控制的要求。

表 3 底渣和飞灰的重金属浸出质量浓度¹⁾
Table 3 Leaching concentration of heavy metals in bottom slag and fly ash mg/L

重金属	底渣		飞灰		GB 5085.3—2007 鉴别标准值
	WI-A	WI-B	WI-A	WI-B	
镉	ND	ND	ND	ND	1
铅	0.018±0.001	0.365±0.006	0.295±0.002	10.465±0.021	5
汞	ND	ND	ND	ND	0.1
砷	ND	ND	ND	ND	5
铬	0.126±0.002	0.106±0.001	0.228±0.008	1.660±0.002	15
铜	0.070±0.001	0.020±0.001	0.005±0.001	0.100±0.009	100
镍	ND	ND	ND	ND	5
锌	0.115±0.001	0.663±0.006	1.024±0.001	1.990±0.071	100
钴	ND	ND	ND	ND	

注：¹⁾ND 表示未检出。

表 4 烟气中检出重金属质量浓度
Table 4 Concentrations of detected heavy metals in stack gas mg/m³

重金属	WI-A	WI-B	GB 18485—2014 限值
镉	0.003 15±0.005 26	0.003 44±0.002 51	0.1
铅	0.059 0±0.119 8	0.028 9±0.023 0	1.0
汞	0.006 22±0.010 34	0.002 20±0.003 06	0.05

表 5 垃圾中重金属实测值与推算值对比
Table 5 Comparison of measured values and calculated values of heavy metal concentrations in solid waste mg/kg

重金属	实测值		推算值	
	WI-A	WI-B	WI-A	WI-B
镉	1.3±1.7	0.8±0.6	6.1	7.4
铅	21±15	10±3	129	72
汞	1.184 3±0.828 8	0.632 8±0.411 0	0.100 3	0.025 1
砷	3.6±3.5	3.2±1.9	3.8	2.2
铬	549±264	197±191	153	51
铜	154±180	170±163	403	276
镍	71.2±86.0	27.1±20.1	70.7	12.2
锌	304±440	136±136	993	404
钴	5.0±4.2	2.9±1.3	8.5	2.3

2.4 重金属总量衡算

为确定每种重金属在各排放渠道的迁移比例，首先需要确定垃圾带入的重金属总量。由于垃圾的性状组成很复杂，部分垃圾中含有电池和水银温度计等重金属含量极高的成分，难以均质到整个样品中，垃圾重金属成分分析很难做到准确测定。本研究应用元素平衡的原理对垃圾带入的重金属含量进行推算，假定垃圾中的重金属全部进入渗滤液、底渣、飞灰和烟气这 4 种排放渠道，得出垃圾重金属推算值见表 5。与推算值相比，大多数重金属的实测值偏低，且波动范围较大。因此，本研究采用推算值计算重金属在各排放渠道的迁移比例。

2.5 重金属迁移特征

2.5.1 重金属在渗滤液中的迁移比例

垃圾焚烧厂重金属在 4 种排放渠道的迁移比例见表 6。由表 6 可见，除 WI-B 中的镍和钴迁移至渗滤液的比例达 1.31%、1.03% 外，其他重金属迁移至渗滤液的比例均低于 1%，表明在垃圾焚烧厂中，重

金属向渗滤液的迁移相对较弱，而底渣、飞灰和烟气等与焚烧相关的产物是重金属的主要迁移途径。这一结论与张厚坚等^[6]的研究有所区别，该文献报道，垃圾焚烧厂中的镍和锌向渗滤液的迁移比例分别达 26.9%、11.82%。产生不同结论的原因在于该文献中用于测定重金属含量的垃圾样品移除了金属和电池等含镍、锌较为集中的垃圾成分，测得垃圾中镍、锌的质量浓度分别为 0.44、55.29 mg/kg，与本研究推算值相比数值偏低，进而导致用于计算迁移比例的重金属总量值偏低。

2.5.2 重金属在垃圾焚烧过程中的迁移特征

图 1 显示了 9 种重金属在垃圾焚烧过程中的迁移特征，可见钴、铜、镍、铬主要迁移至底渣中，锌、砷、铅主要迁移至底渣和飞灰中，镉主要迁移至飞灰中，汞主要迁移至飞灰和烟气中，与国外文献报道的基本一致^{[7-10]，[11] 9}。略有区别的是，国内垃圾焚烧厂普遍采用布袋除尘器除尘，而国外文献研究的垃圾焚烧厂均采用对细小颗粒物除尘效率相对偏低的静

表6 垃圾焚烧厂重金属迁移比例¹⁾
Table 6 The partitioning ratio of heavy metals in MSWI

重金属	WI-A				WI-B			
	渗滤液	底渣	飞灰	烟气	渗滤液	底渣	飞灰	烟气
镉	0.02	45.64	54.11	0.23	0.14	16.30	83.36	0.20
铅	0.01	59.62	40.16	0.21	0.03	33.42	66.38	0.17
汞	0.01	0.48	71.74	27.77	0.03	0.62	62.48	36.87
砷	0.46	76.88	22.66	0	0.50	72.28	27.22	0
铬	0.14	86.37	13.49	0	0.21	78.86	20.93	0
铜	0.01	90.02	9.97	0	0.06	89.34	10.60	0
镍	0.33	88.32	11.35	0	1.31	71.02	27.67	0
锌	0.10	79.29	20.61	0	0.17	47.35	52.48	0
钴	0.55	89.64	9.81	0	1.03	72.50	26.47	0

注:¹⁾以质量分数计。

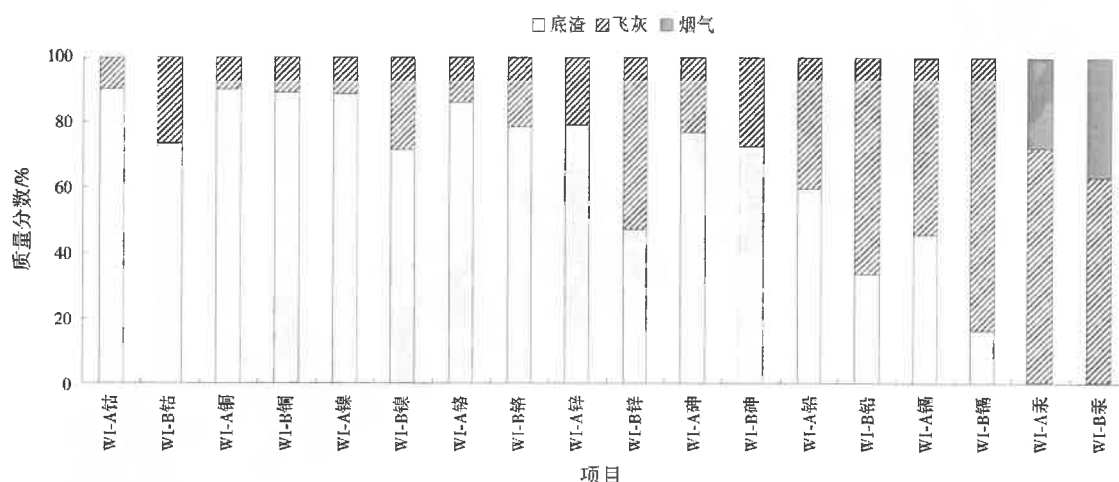


图1 WI-A和WI-B的9种重金属在底渣、飞灰和烟气中迁移

Fig.1 Comparison of partitioning ratio of 9 heavy metals in bottom ash, fly ash and flue gas of WI-A and WI-B

电除尘器(ESP),使得重金属在飞灰中的迁移比例略为偏低,而在烟气中的迁移比例偏高。这一方面说明了烟气治理措施对重金属迁移特征的影响,另一方面也说明了布袋除尘器对于重金属污染治理的高效性和重要性。

另外,从治理效果来看,WI-A和WI-B垃圾带入的汞分别有约72%和63%迁移至飞灰而被去除,即分别有约28%和37%随烟气排出。由于垃圾焚烧厂一般可运营30年左右,汞可在厂区周边环境逐渐积累。因此,虽然汞的排放浓度满足排放标准的要求,汞的治理水平仍有进一步提高的必要。

图2比较了9种重金属的单质、氧化物和氯化物的沸点(其中,钴、铜、镍、铬、汞的氧化物由于沸点较高而缺乏数据)。可以看出,重金属在垃圾焚烧及烟气治理过程的迁移特征与其单质和化合物的沸点存在较大的关联。沸点低的重金属更容易进入飞灰或烟气,而沸点高的重金属倾向于存留在底渣中。

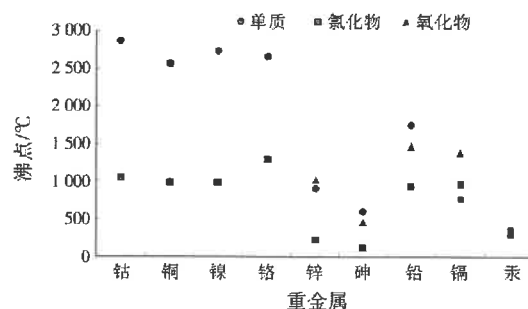


图2 重金属单质及其化合物的沸点

Fig.2 The boiling points of the heavy metals and their compounds

结合重金属的迁移特征及沸点,可将这些重金属分为4类。第1类主要包括钴、铜、镍、铬等难挥发重金属,绝大部分(70%(质量分数,下同)~90%)存留于底渣中,只有很少一部分(10%~30%)进入到飞灰中,而在烟气中所占比例微乎其微;第2类,主要包括锌、砷、铅等可挥发易凝结重金属,部分(40%~70%)存留于底渣中,部分(30%~60%)挥

发并在飞灰颗粒表面凝结;第3类为镉,易挥发易凝结,只有小一部分(20%~50%)存留于底渣中,绝大部分(50%~80%)进入到飞灰中,极小部分(<0.1%)随尾气排出;第4类为汞,易挥发难凝结,只有极小部分(<0.1%)存留于底渣中,大部分(60%~70%)进入到飞灰中,小部分(30%~40%)随尾气排出。

2.6 WI-A与WI-B重金属迁移特征对比

由图1可知,WI-A与WI-B的重金属迁移特征略有不同,WI-B的钴、镍、锌、铅、镉迁移至飞灰的比例,以及汞迁移至烟气的比例均明显高于WI-A。由于WI-A与WI-B的焚烧炉型、操作方式和烟气治理设施基本一致,因此重金属迁移特征差异可能与垃圾成分不同有很大关系。WI-A与WI-B收运的垃圾来自不同的片区。根据研究期间的测试分析数据(见表7),WI-A入炉垃圾成分中的水分和灰分略高于WI-B,含硫量和含氯量略低于WI-B。文献研究表明,水分能使铅和锌等重金属氯化物形成不易蒸发的重金属氧化物^[12 13];灰分中主要为 Al_2O_3 、 SiO_2 、 Fe_2O_3 、 CaO 等矿物质,可使重金属形成稳定的二元氧化物或三元氧化物而阻碍重金属的蒸发^[15 2504];垃圾中含有的有机氯和无机氯均可以使焚烧炉内的重金属形成低沸点的重金属氯化物,促使重金属蒸发^[14 16];而含硫量的增加会促进铅和镉的蒸发^[11 10]。因此,WI-A与WI-B的迁移特征可能受到了入炉垃圾成分的影响。

表7 入炉垃圾成分表¹⁾

Table 7 Compositions and elements content of dry garbage %

项目	WI-A	WI-B
水分	49.53±3.90	45.12±3.27
飞灰	20.42±3.46	20.27±5.03
含硫量	0.13±0.02	0.17±0.14
含氯量	0.14±0.01	0.17±0.02

注:¹⁾以质量分数计。

3 结 论

(1) WI-A和WI-B的重金属迁移至渗滤液的比例较低,底渣、飞灰和烟气等与垃圾焚烧相关的产物是重金属的主要迁移途径。

(2) 垃圾焚烧过程中,9种重金属呈现出4类不同的迁移特征,钴、铜、镍、铬主要迁移至底渣中,锌、砷、铅主要迁移至底渣和飞灰中,镉主要迁移至飞灰中,汞主要迁移至飞灰和烟气中。重金属及其化合物的沸点是影响重金属迁移特征的主要因素。

(3) WI-A和WI-B的活性炭吸附和布袋除尘器

组合对烟气重金属治理效果明显,对于控制除汞外其他重金属的排放具有关键作用。

(4) WI-A和WI-B垃圾带入的汞分别有约72%、63%迁移至飞灰被去除,说明约28%、37%的汞随烟气排出,虽然汞的排放浓度满足标准要求,但提高汞的去除率仍非常必要。

参考文献:

- [1] ZHANG Dongqing, TAN S K, GERSBERG R M. Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges[J]. Journal of Environmental Management, 2010, 91(8):1623-1633.
- [2] STEGEMANN J A, SCHNEIDER J, BAETZ B W, et al. Lysimeter washing of MSW incinerator bottom ash[J]. Waste Management & Research, 1995, 13(2):149-165.
- [3] 胡艳军, 李国建, 宁方勇, 等. 城市垃圾焚烧底灰资源化处理的可行性研究[J]. 环境污染与防治, 2011, 33(12):42-47, 69.
- [4] ABANADES S, FLAMANT G, GAGNAPAIN B, et al. Fate of heavy metals during municipal solid waste incineration[J]. Waste Management & Research, 2002, 20(1):55-68.
- [5] BELEVI H, MOENCH H. Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 1. Field studies[J]. Environmental Science & Technology, 2000, 34(12).
- [6] 张厚坚, 刘海娟, 黄世清, 等. 城市生活垃圾焚烧处理过程中重金属迁移规律研究[J]. 环境工程学报, 2013, 7(11):4569-4574.
- [7] BRUNNER P H, MONCH H. The flux of metals through municipal solid waste incinerators[J]. Waste Management & Research, 1986, 4(1):105-119.
- [8] LEMANN M, WALDER R, SCHWYN A. Heavy metals in municipal solid waste incineration residues[J]. Journal of Power Sources, 1995, 57(1/2):55-59.
- [9] NAKAMURA K, KINOSHITA S, TAKATSUKI H. The origin and behavior of lead, cadmium and antimony in MSW incinerator[J]. Waste Management, 1996, 16(5/6):509-517.
- [10] WATANABE N, INOUE S, ITO H. Mass balance of arsenic and antimony in municipal waste incinerators[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 1999, 1(1):38-47.
- [11] MORF L S, BRUNNER P H, SPAUN S. Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator[J]. Waste Management & Research, 2000, 18(1).
- [12] ZHAO Youcai, STUCKI S, LUDWIG C, et al. Impact of moisture on volatility of heavy metals in municipal solid waste incinerated in a laboratory scale simulated incinerator[J]. Waste Management, 2004, 24(6):581-587.
- [13] Li Qinghai, MENG Aihong, JIA Jinyan, et al. Investigation of heavy metal partitioning influenced by flue gas moisture and chlorine content during waste incineration[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, 22(5):760-768.
- [14] WANG K S, CHIANG K Y, TSAI C C, et al. The effects of $FeCl_3$ on the distribution of the heavy metals Cd, Cu, Cr, and Zn in a simulated multimetal incineration system[J]. Environment International, 2001, 26(4):257-263.
- [15] WOBST M, WICHMANN H, BAHADIR M. Distribution behavior of heavy metals investigated in a laboratory-scale incinerator[J]. Chemosphere, 2001, 44(5):981-987.
- [16] PERDERSEN A J, FRANDSEN F J, RIBER C, et al. Partitioning of trace elements in municipal solid waste incineration - effects of firing different waste types[J]. Energy Fuels, 2009, 23(7):3475-3489.

编辑:丁 怀 (收稿日期:2015-02-08)