平原典型垃圾焚烧厂周边土壤重金属分布特征及污染评价

钟山, 高慧, 张漓衫, 苏宏峰, 张程

广西师范大学环境与资源学院, 广西 桂林 541004

摘要:随着固体废弃物的增加,垃圾焚烧逐步成为城市垃圾处理应用一个较为理想可行的选择。垃圾焚烧不仅可以回收能源, 且相对其他处理方式其减量效果显著。垃圾焚烧厂排出的尾气中的某些特定重金属可以通过大气干湿沉降进入土壤。采用 XRF 荧光光谱仪、岛津原子吸收分光光度计和测汞仪测定了杭嘉湖平原的嘉兴垃圾焚烧厂周边土壤重金属的含量,利用地 统计学方法分析了该区域 74 个土壤样品中 Cr、Mn、Cu、Pb、Fe 五种重金属元素浓度的空间分布,并采用单因子指数法和 内梅罗综合指数法对该地区土壤进行污染评价。结果表明:该垃圾焚烧厂周边表层土壤上述 5 种重金属平均含量依次为 174.05、707.76、47.68、41.95、39 057.89 mg·kg⁻¹。表层富集因子分析表明表层土壤中 Cu 和 Pb 的含量受到人为影响。因子 分析将 5 种重金属分成 3 类,并揭示了 3 类金属在该区域具有不同的空间分布特征,Cr、Mn、Fe 以土壤地球化学作用(37.88% 方差贡献)为主导影响因素,Cu、Pb 分别以农药施用作用为主(22.06%)、垃圾焚烧源尾气排放(22.74%)为主导影响因素。污 染评价结果表明该区域土壤重金属复合污染程度为轻度污染,最大污染贡献来自于 Pb (单因子污染指数高达 2.16),厂区周 边土壤中重金属存在累积效应,不容忽视。

引用格式:钟山,高慧,张漓衫,苏宏峰,张程.平原典型垃圾焚烧厂周边土壤重金属分布特征及污染评价[J].生态环境学报,2014,23(1):164-169.

ZHONG Shan, GAO Hui, ZHANG Lishan, SU Hongfeng, ZHANG Cheng. Spatial distribution and pollution evaluation of heavy metal in soils surrounding a typical municipal solid waste incineration plant [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(1): 164-169.

随着世界经济的快速发展,许多发展中国家的 城市化进程也十分迅速。与此同时,城市垃圾更是 以惊人的速率增长,对生活和环境造成了十分严重 的影响(NIE,2008)。中国是最大最典型的发展中国 家,垃圾年产生量已超过 1.50×10⁸t。由于土地资源 日益稀缺,而焚烧处置具有显著的减量化效果,并 且具有可回收余热等优点,已成为不少发展中国家 的城市解决垃圾问题的重要方案(NIE, 2008; 张倩 和徐海云, 2012)。截至 2011 年 2 月底,中国投入运 行的垃圾焚烧发电厂约有 90 座,且十二五期间按 规划将增加到 160 多座(张倩和徐海云, 2012)。

垃圾焚烧过程产生的主要污染包括尾气、底渣 和飞灰。焚烧底渣环境毒性较小,可作为一般工业固 废进行处理。相对于作为危险废物进行管理和处置 的焚烧飞灰,直接排放的焚烧尾气对焚烧厂周边环 境的影响范围更大也更为直接。发展中国家的垃圾 大多是混合收集的,含重金属的垃圾未经分选进行 焚烧,重金属会随着焚烧尾气排放到大气中并最终 通过干湿沉降进入土壤(CHENG等, 2007;

WERTHER, 2007; 杜锋等, 2011)。重金属大都具 有强毒性和生物累积性,而一般程度较轻的重金属 污染由于其具有隐蔽性、不易降解、不可逆性和持 久累积性,造成的后果亦可能十分严重。虽然正规 垃圾焚烧厂都配有严格的尾气处理系统,但无论尾 气中重金属是否达标,由于尾气的不断排放以及重 金属在土壤中迁移困难,仍然会在焚烧厂周边土壤 中形成重金属累积,成为污染事故隐患。目前国外 已有不少关于垃圾焚烧厂周边土壤重金属污染的 研究报道,但主要是对重金属浓度进行分析 (FRANCESCA和MARCO, 2011; JORDI等, 2011; MIREN等, 2010)。国内赵宏伟等针对垃圾焚烧炉 周边地区环境汞污染和深圳清水河垃圾焚烧厂周 围重金属情况进行过研究(WANG, 2011; 赵宏伟等, 2009)研究发现重金属在焚烧厂周边土壤中比起自 然背景值有明显的累积。

近年来,国内多次出现食品及饮用水重金属超 标事件,保障食品安全已成为中国政府亟待解决的 重要问题。浙江杭嘉湖平原地处我国经济金三角地

基金项目: 国家自然科学基金项目(51108100;50808184);国家教育部资助基金项目(100Z007);广西基础教育委员会基金(200103YB020) 作者简介:钟山(1980年生),男,副教授,博士研究生,从事环境固废和污染方面研究。E-mail:364371160@qq.com;hillclock@163.com 收稿日期:2013-10-15

区,该区已有一大批成熟运行的垃圾焚烧厂。垃圾 源与大多数发展中国家一样是未经分选的城市生 活垃圾,但相对于1988年投入运行的深圳清水河垃 圾焚烧厂,该厂的焚烧及尾气处理技术都是目前的 主流技术(张倩和徐海云,2012)。该厂所在区域是 长三角地区重要的粮食生产地,厂址周边以农田和 果园为主,一旦发生土壤重金属污染事故,重金属 将通过食物链效应形成严重的食品安全隐患。本文 以该厂周边环境土壤中的重金属为研究对象,分析 重金属浓度的空间分布,探究其主要来源,对评估 垃圾焚烧厂尾气排放对周边环境的长期影响及保 障食品安全都具有十分重要的意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

嘉兴市处于亚热带季风气候区,属典型的亚热 带季风气候,年平均气 15~16 ℃,年平均风向如 图 1。

嘉兴垃圾焚烧发电厂位于嘉兴市南湖区大桥 镇,于 2003 年投入运行。该厂目前生活垃圾处理 量约 1 900 t·d⁻¹,采用加脱硫剂设备、气固快速流化 混合半干法烟气净化塔和布袋除尘法处理烟气。烟 囱内径 2 500 mm,烟囱主体高度 100 m。焚烧厂周 边用地以农业(耕地)为主,部分为果园(见图 2)。

1.2 采样布点

本研究共采集了74个土样,采样时间为2012年 8月。结合当地地形特征,采用辐射形布点法,设 定西(W)、西北(NW)、北(N)、东北(NE)、东(E)、 东南(SE)、南(S)、西南(SW)8个采样方向。以烟囱 为中心,在各风向0~2 km范围内分别选取5、5、5、 4、4、5、5、4个无明显人为干扰样点(见图2),以







GPS定位。每个样点分别采集表层(0~20 cm)和次 表层土壤(20~40 cm)封存于PVC袋内,每个样品均 根据梅花布点法在样点3 m×3 m范围内采集的5个 等容小样均匀混合而成。土壤的pH为6.33,背景点 选在上风向。

1.3 样品处理与分析

样品采集后,去除其中砂砾和植物残屑,平摊 于阴凉通风的洁净室自然风干至恒重,使用木棍敲 碎研磨并过1 mm尼龙筛。土壤样品中含量较大的 Cr、Mn、Fe等金属,用美国Innov公司AS-4000型 XRF荧光光谱仪测定含量(柳云龙等, 2012), 工作 温度范围为-10~50 ℃,检出限为1~20 mg·kg⁻¹。 每个样品测定时间2 min, 重复测3次, 变异系数在 ±18%间。含量较低的Cu、Cd、Pb、Hg,先准确称 取样品0.25g, 加入氢氟酸-反王水, 然后在MARS微 波仪中进行样品消解,再用岛津原子吸收分光光度 计AA-6300C(P/N 206-52430)(U.S. EPA., 1995)进 行测定, Hg用F732-G数字显示测汞仪进行测定。每 个样品测定3次,变异系数在±7.12%间。每批样品 均使用重金属标准溶液,金属回收率均在90%~ 110%范围内。以上实验均在重庆大学教育部三峡生 态环境重点实验室完成。

1.4 数据分析

土壤重金属的最值、平均值、相关系数等描述 性统计分析采用PASW18.0软件计算。利用基于主 成分方法的因子分析(factors analysis, FA), 解释重 金属浓度空间格局分异的原因。采用ESRI的 ArcGIS9.0地统计模块分析进行克里格插值。

1.5 污染评价

土壤污染评价标准以浙江杭嘉湖平原土壤环 境背景值及本次采样的背景点为参照标准。土壤污 染评价方法采用单因子指数法和内梅罗综合指数 法。单因子指数法适用于单一因子污染特定区域的 评价,内梅罗综合指数法能够全面、综合地反映土 壤的污染程度,公式如下。

单因子指数法:
$$P_i = C_i / S_i$$
 (1)
内梅罗综合指数法:

$$P_{\text{fr}} = \sqrt{\frac{\left(\max C_i / S_i\right)^2 + \left(\frac{1}{n}\sum \frac{C_i}{S_i}\right)^2}{2}} \qquad (2)$$

式中, *P*_i为土壤中污染物i的环境质量指数; *C*_i为污 染物i的实测浓度(mg·kg⁻¹); *S*_i为污染物i的评价标准 (mg·kg⁻¹),采用浙江杭嘉湖平原土壤环境背景值和 中国土壤环境背景值(魏复盛等, 1991; LIU等, 2006; 汪庆华等, 2007)及本次采样的背景点分别进行计算 分析; *P*_{\$\$}为土壤中重金属元素的综合污染指数; *n* 为参与评价的重金属的种数。

2 结果与分析

2.1 表层富集因子

表层富集因子是采用表层样品的测定值与深 层样品的测定值的比来评价土壤及沉积物中重金 属的污染状况,即对富集因子(EF)加以修正,采 用CEF(Cultural Enrichment Factor),CEF可表示 为(Rognerud等, 2000; Bentum等, 2001):

$$CEF = \frac{(C_i / C_n)_{surface}}{(C_i / C_n)_{deep}}$$
(3)

ci—元素i的浓度; cn—标准化元素的浓度。

标准化元素常选择地球化学性质稳定的元素,如Al,Ti,Sc,Zr(张秀芝等,2006)。surface和deep分别 表示表层样品和深层样品。CEF值是表明表层土壤 受扰动程度的重要指标,CEF>1表明表层物质受到 人为影响,CEF<1表示表层物质没有受到人为影响。

表1为两层土壤重金属含量的描述性统计分析,由于Cd、Hg未检出,所以以下主要对Cr、Mn、Cu、Pb、Fe进行了分析。选取Ti作为标准化元素,对5种重金属所有样点的表层富集因子进行计算,其中CEF均值<1的有Cr(0.66~1.48),Mn(0.51~

1.57), Fe(0.66~1.45); 1<CEF<2的有Cu(0.95~1.44), Pb(0.78~2.01)。因此认为Cr、Mn、Fe主要为自然源,可能与该区域土壤的成土背景相关; Cu、Pb则很可能受到外加人为污染。背景点的CEF<1,表明背景点的选取是有效的。

2.2 因子分析的重金属空间分布

数据通过Bartlett球形检定(p <0.001),主成分分 析结果具有统计学意义。重金属浓度相关矩阵如表 2所示,可用于判断各重金属因子的相互作用。表3

表2 重金属元素的pearson相关矩阵 Table 2 Pearson correlations of heavy metals

	rable 2 rearson correlations of fiedvy filetais					
	Cr	Mn	Cu	Pb	Fe	
Cr	1	0.158	0.049	0.416	0.000	
Mn	0.170	1	.426	0.096	0.000	
Cu	0.353*	0.041	1	0.066	0.337	
Pb	0.036	-0.219	0.323	1	0.280	
Fe	0.616**	0.591**	-0.093	-0.099	1	

表格左下方为相关系数,右上方为显著性水平;*在 0.05 水平上显 著相关,**在 0.01 水平上显著相关

表3 旋转成分矩阵

Table 3 Rotated component matrix

		成份	
	1	2	3
Cr	0.826	0.168	0.251
Mn	0.612	-0.483	-0.137
Fe	0.914	-0.103	-0.257
Cu	-0.039	0.080	0.976
Pb	0.024	0.927	0.060
特征值	1.894	1.137	1.103
方差贡献率/%	37.88	22.74	22.06
累计贡献率/%	37.88	60.62	82.68

提取方法:主成份.旋转法:具有 Kaiser 标准化的正交旋转法

为因子分析经Varimax旋转后前3个主成分及各种 金属载荷,方差累计贡献达82.68%。图4则为对应 的各重金属3D载荷图,重金属间的多元关系可从中

表 1 表层和次表层土壤重金属质量分数的描述性统计分析

Table 1 Descriptive statistics analysis of heavy metals in surface and subsurface soil								
重金属元素	表土(n=37)/mg·kg ⁻¹		14 /#	K-S 检验	次表土 (<i>n</i> =37) / mg·kg ⁻¹		旧住	Pearson
	最小值	最大值	均阻	Asymp.Sig(2-tailed)	最小值	最大值	均伹	相关系数
Cr	124	244	174.05	0.722	125	251	182.4	0.281
Mn	417	1186	707.76	0.983	489	1508	780.4	0.422^{*}
Cu	33	131	47.68	0.771	18	100	39.91	0.700^{**}
Pb	29.01	70.99	41.95	0.029	24	63	40.21	0.996**
Fe	29320	51065	39057.89	0.774	31009	53944	40463.51	0.528**
Cd	ND	ND	-	-	ND	ND	-	-
Hg	ND	ND	-	-	ND	ND	-	-

*在 0.05 水平(双侧)上显著相关; **在 0.01 水平(双侧)上显著相关。ND 为未检出



Fig.3 Component plot in rotated space

直观看出。经K-S检验,均符合正态分布,以拟合的半方差函数模型为计算模型,采用普通克里克法进行最优内插,绘制了所研究的表层土壤重金属空

间分布格局图,如图4。

第一主成分贡献率为37.88%,与Cr、Fe、Mn 呈现较强的正相关,图4(a)、(b)、(c)反映Cr、 Mn、Fe这3种重金属的浓度分布特征,可归为一类。 通常研究都将Mn、Fe作为土壤自然源标识元素 (BENTUM等,2011),所以可认为这一类主要为天 然源。由图4也可以看出,Cr、Fe、Mn的空间分布 比较分散,无规律性,这类金属受外环境影响较小, 更多受成土过程和土壤流失影响,因此第一主成分 应主要反映土壤环境自身的生物地球化学作用。

第二主成分贡献率为22.74%,与Pb的相关性达 到0.927,图4(e)反映Pb浓度的分布特征。Pb原来 是作为交通污染源的标识元素,随着2000年国家颁 布实施了新车用无铅汽油标准GB17930-1999,所有 汽车一律停止使用含铅汽油改用无铅汽油。所以,



Pb过去虽然被作为交通污染源的标识,但现在已失去标识意义(王学松,2009)。

在研究区范围内,结合风玫瑰图,其主导风向 下风向(W,SW,NW)区域表现出随离焚烧烟囱距 离增大土壤重金属含量增大的明显趋势, 月Pb含量 与离烟囱距离显著相关(p<0.05),在y方向上还出现 了类似水平扩散的带状分布。因此, 第二主成分很 可能表征了垃圾焚烧厂排放物扩散、沉降行为对周 边土壤环境的影响。该区域地形平坦,故可排除地 形的影响。而Pb随相对位置变化表现出的含量变化 主要是由风主导的源扩散结果,因而与风频、风向 密切相关。Pb、Cd、Hg是挥发性很强的重金属, 也是焚烧尾气排放的重要标识性污染物,因此我国 垃圾焚烧尾气排放标准中对重金属的指标要求也 只限于Pb、Cd、Hg三项。该厂监测报告显示焚烧 尾气中排放Pb的量为0.51 t·a⁻¹,远远大于Cd(3.7×10⁻² t·a⁻¹)和Hg(6.7×10⁻⁴ t·a⁻¹)。由于Cd、Hg排放量很 低,实际土壤采样分析未检出,因此Pb更适合作为 垃圾焚烧源的标识元素。由于重金属在土壤中迁移 能力十分有限,沉降到土壤后势必形成累积。Pb的 浓度空间分布也揭示了在厂区周边土壤中存在重金 属累积效应,不容忽视。

第三主成分贡献率22.06%,与Cu的相关性高达 0.976。从图4(d)可以看出Cu在西侧与东南侧各出现 一个类似岛状的高浓度区。这两个区域均属于果园 种植区,相比于水稻种植果园施用的农药量明显更 大一些,在种植过程中可能喷洒了含Cu较高的农药 (如CuSO₄),使土壤中的Cu含量偏高(LIU等,2006; 章明奎,2008)。西侧位于交通干线两侧,其污染区 浓度明显高于东侧,这可能是源于农业与交通的共 同污染。由此可知,第三主成分以农药施用为主, 也存在部分交通污染的影响。

2.3 土壤重金属的复合污染

土壤重金属分布不能直观的体现土壤的受污 染程度,以下采用单因子指数法和内梅罗指数计算 研究区内土壤重金属综合污染指数。背景点测定值 为在当地无其他干扰的上风向分别取了2个点的平 均值;土壤环境背景值采用已有文献中的值。污染 程度判别标准为: $P_i \leq 1$ 为非污染, $1 < P_i \leq 2$ 为轻度 污染, $2 < P_i \leq 3$ 为中度污染, $P_i \geq 3$ 为重度污染。 $P_{\$} \leq 0.7$ 为安全, $0.7 < P_{\$} \leq 1$ 为警戒线, $1 < P_{\$} \leq 2$ 为轻度 污染, $2 < P_{\$} \leq 3$ 为中度污染, $P_{\$} \geq 3$ 为重度污染, 评 衍结果如下表。

从表4的分析数据可以看出,使用文献报道的 背景值综合评价结果(P=1.83)略高于使用测定背 景值(P=1.49),但不管使用哪一种背景值,其评价 结果都具有以下两个显著的共同特征:1)复合污 染指数介于1和2之间,表明该区域土壤重金属总体 呈轻微污染状况;2)Cu、Pb的污染程度高于Cr、 Mn、Fe,尤其是Pb,其污染程度明显高于其他重 金属,对总体污染的贡献度最大。Pb作为焚烧尾气 的重要标识性元素,故该污染评价结果可说明焚烧 尾气污染是该区域土壤重金属污染的的重要来源 之一。

从与土壤环境标准值的比较可以看出,重金属 Cr的表层土含量均值超过土壤环境标准,但是实测 背景点含量与参考文献的报道值均超过这一标准 值且与表层土样点含量基本持平,因此可以认为Cr 的超标主要是源于地球化学作用与成土背景。重金 属Cu虽然表层土含量均值未超过土壤环境标准,但 是却明显高于背景值,表明其受到了较为明显的人 为影响。重金属Pb虽然表层土含量均值远远低于土 壤环境标准,但是却远高于背景值,表明其受到了 显著的人为影响。

3 结论

1) 嘉兴垃圾焚烧厂周边区域表层土壤重金属 Cr、Mn、Cu、Pb、Fe平均质量含量分别为174.05、 707.76、47.68、41.95、39 057.89 mg·kg⁻¹。表层富 集因子表明, Cr、Mn、Fe基本不对土壤环境造成污 染, Cu、Pb对环境造成了轻微污染。

2)因子分析表明可将Cr、Mn、Cu、Pb、Fe分 成分为三类:①Cr、Fe、Mn;②Cu;③Pb。Cr、 Mn、Fe主要来源于地球化学作用,Cu、Pb受到了 人为影响。Cu可能主要源于果园农药施用产生的重 金属污染。而Pb则很可能源于焚烧尾气的扩散沉降 及其在土壤中的累积,其浓度分布与距离、风向、

表4 污染指数 Table 4 Pollution index

元素	表层土浓度均值/ (mg·kg ⁻¹)	背景点测定值/ (mg·kg ⁻¹)	P均值	土壤环境背景值/ (mg·kg ⁻¹)	P均值	土壤环境标准(二级)/ (mg·kg ⁻¹)(pH<6.5)
Cr	174.05	168	1.04	182.6 ^[12]	0.95	150
Mn	707.76	611	1.16	609 ^[13]	1.16	-
Cu	47.68	33	1.44	30.63 ^[12]	1.56	50
Pb	41.95	25	1.68	19.4 ^[12]	2.16	250
Fe	39057.89	38369	1.02	29400 ^[14]	1.33	-
$P_{i\!$	-	1.49	-	-	1.83	-

风频密切相关,厂区周边土壤中存在重金属累积效 应,不容忽视。

3)污染评价结果表明该焚烧厂周边区域土壤 重金属平均复合污染程度为轻度污染,Pb对污染程 度贡献最大。Cr的超标主要源于地球化学作用与成 土背景,Cu和Pb的平均浓度虽未超标但明显高于本 区域背景值,说明受到人为影响,需引起注意。

参考文献:

- BENTUM J L,ANANG M,BOADU K O, et al. 2011. Assessment of heavy metals pollution of sediments from fosu lagoon in Ghana[J]. Chemical Society of Ethiopia, 25(2): 191-196.
- CHENG H F, ZHANG Y G, MENG A H, et al. 2007.Municipal solid waste fueled power generation in china: a case study of waste-to-energy in Changchun city[J]. Environmental Science & Technology, 41(21): 7509-7515.
- FRANCESCA C B, MARCO C. 2011, Contribution of a municipal solid waste incinerator to the trace metals in the surrounding soid[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 182: 523-533.
- JORDI G B, LOLITA V, MARTI N, et al. 2011.Monitoring environmental levels of trace elements near a hazardous waste incinerator[J]. Biological Trace Element Research, 144: 1419-1429.
- LIU Xing-mei, WU Jian-jun, XU Jian-ming. 2006.Characterizing the risk assessment of heavy metals and sampling uncertainty analysis in paddy field by geostatistics and GIS[J]. Environmental Pollution, 141: 257-264.
- MIREN B Z, JUAN J A, JESUS M I, et al. 2010.Heavy mental levels (Pb, Cd, Cr and Hg) in the adult general population near an urban solid waste incinerator[J]. Science of the Total Environment, 408: 4468-4474.
- NIE Yong-feng. 2008.Development and prospects of municipal solid waste

(MSW) incineration in China[J].Frontiers of Environmental Science and Engineering in China, 2(1): 1–7.

- ROGNERUD S,HONGVE D,FJELD E, et al. 2000.Trace metal concentration in lake and overbank sediment in southern Norway[J]. Environmental Geology, 39(7): 723-732.
- U. S. EPA.SW-846 EPA Method 3052, 1995.Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices,in: Test Methods for Evaluating Solid Waste, 3rd Edition, 3rd Update[S].Washington DC.
- WERTHER J. 2007.Gaseous emissions from waste combustion[J].Journal of Hazardous Materials, 144(3): 604-613.
- WANG Jun-jian, ZHAO Hong-wei, ZHONG Xiu-ping,et al. 2011.Investigation of mercury levels in soil around a municipal solid waste incinerator in Shenzhen, China[J]. Environmental Earth Science, 64: 1001-1010.
- 杜锋,程温莹,程艳茹,等.2011.对生活垃圾焚烧产物中重金属的探讨[J].环 境科学与管理, 36(9):72-74.
- 柳云龙,章立佳,韩晓非,等.2012.上海城市样带土壤重金属空间变异特征 及污染评价[J],环境科学, 33(2):599-605.
- 汪庆华,董岩翔,周国华,等. 2007.浙江省土壤地球化学基准值与环境背景 值[J].生态与农村环境学报, 23(2):81-88.
- 王学松.2009.城市表层土壤重金属富集淋滤特征与磁学响应[M].北京:中 国环境科学出版社.
- 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等.1991.中国土壤环境背景值研究[J].环境科学, 12(4):12-19
- 张倩,徐海云. 2012.生活垃圾焚烧处理技术现状及发展建议[J].环境工程, 30(2):79-81.
- 张秀芝,鲍征宇,唐俊红. 2006.富集因子在环境地球化学重金属污染评价 中的应用[J].地质科技情报, 25(1):65-72.
- 章明奎,王浩,张慧敏.2008.浙东海积平原农田土壤重金属来源辨识[J],环 境科学学报,28(10):1946-1954.
- 赵宏伟,钟秀萍,刘阳生等. 2009.深圳市清水河垃圾焚烧厂周围地区优势 植物的汞污染研究[J].环境科学, 30(9):2786-2791.

Spatial distribution and pollution evaluation of heavy metal in soils surrounding a typical municipal solid waste incineration plant

ZHONG Shan, GAO Hui, ZHANG Lishan, SU Hongfeng, ZHANG Cheng

1. College of Environment and Resources, Guangxi Normal University, Guilin, 541004, China

Abstract: Incineration of municipal solid waste (MSW) for energy recovery is a desired option in modern societies as increase in quintiles of MSW. However, the gaseous and particulate heavy metals emitted from MSW incinerators may accumulate in the soil entering via dry and wet deposition, which can cause great concern for the population living nearby. In this study, soil samples around the typical municipal solid waste incineration (MSWI) plant in Hangzhou-Jiaxing-Huzhou Plain were collected. The concentrations of heavy metal were determined with X-ray fluorescence spectrometry (XRF), atomic absorption spectrometry (AAS) and mercury analyzer. Mean concentrations of Cr, Mn, Cu, Pb and Fe were 174.05 , 707.76 , 47.68 , 41.95 and 39 057.89 mg kg⁻¹ in this region, respectively. Compared with background values by Cultural Enrichment Factor (CEF), Pb and Cu concentrations were higher than their corresponding background values, respectively. Factor analysis of geo-statistics was also performed. The results showed that the heavy metal distribution patterns were dominantly affected by three principal components: local geochemical characteristics (Cr, Mn and Fe, 37.88% of variance), impact of the pesticide application (Cu, 22.06% of variance) as well as MSWI plant (Pb, 22.74% of variance). The results also showed that the investigated region has low degree of heavy metal pollution. The major heavy metal pollution contribution is Pb (Pollution index=2.16). MSWI plant has a noticeable impact on heavy metal accumulation in surround areas.

Key words: solid waste incineration plant; soil; heavy metal; spatial distribution; pollution evaluation