

垃圾焚烧厂周边土壤重金属浓度水平及空间分布

王俊坚¹, 赵宏伟², 钟秀萍¹, 刘阳生^{1,3}, 曾辉^{1,4*}

(1. 北京大学深圳研究生院城市与环境学院, 深圳 518055; 2. 南京大学城市规划设计研究院, 南京 210008; 3. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 4. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871)

摘要:城市生活垃圾焚烧是重金属的重要人为排放源. 为研究垃圾焚烧厂周围土壤重金属的浓度水平与空间分布, 利用多元统计方法分析了深圳市清水河垃圾焚烧厂周围 80 个典型土壤样品中 Hg、As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Se、Zn 共 9 种重金属浓度. 参照自然背景, 该垃圾焚烧厂周围土壤上述重金属浓度分别为 0.012~0.136、0.23~75.89、ND~1.17、21.7~116.0、ND~61.1、ND~47.0、ND~133.0、ND~16.4、8.6~246.9 mg·kg⁻¹ (ND 为未检出), 未发现明显高累积现象. 聚类分析与历史比较表明, 土壤中重金属的空间相关性发生改变, 根据相似性可分为 3 类: ①Cu、Ni、Cr、Se、Zn、Pb; ②As、Cd; ③Hg, 成因与垃圾焚烧源相关. 因子分析结果表明, 3 类金属在该垃圾焚烧厂周边区域具有不同的空间分布格局特征, 分别以土壤生物地球化学作用 (48.6% 方差贡献)、垃圾焚烧源 (16.6%)、地形地貌特征 (13.2%) 3 个因子为主导影响因素, 并据此绘制得对应因子得分地图. 本研究为评估垃圾焚烧厂重金属排放对周边土壤的长期影响并进行健康风险评估提供依据.

关键词:城市生活垃圾; 焚烧; 重金属; 土壤; 空间分布

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301 (2011) 01-0298-07

Concentration Levels and Spatial Distribution of Heavy Metals in Soil Surrounding a Municipal Solid Waste Incineration Plant (Shenzhen)

WANG Jun-jian¹, ZHAO Hong-wei², ZHONG Xiu-ping¹, LIU Yang-sheng^{1,3}, ZENG Hui^{1,4}

(1. College of Environmental and Urban Sciences, Shenzhen Graduate School of Peking University, Shenzhen 518055, China; 2. Institute of Urban Planning and Design, Nanjing University, Nanjing 210008, China; 3. College of Environmental and Urban Science, Peking University, Beijing 100871, China; 4. College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: The municipal solid waste (MSW) incineration has been well known among key sources of heavy metal (HM) emission. To investigate the multivariate relationships and spatial distribution of HMs from this source, 9 HMs (Hg, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se and Zn) were analysed by multivariate statistical analysis in 80 representative soil samples including surface soils and subsurface soils around the Shenzhen Qingshuihe MSW Incineration Plant (MSWIP). Results show that, the concentrations of Hg, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se and Zn range 0.012-0.136, 0.23-75.89, not detected (ND)-1.17, 21.7-116.0, ND-61.1, ND-47.0, ND-133.0, ND-16.4 and 8.6-246.9 mg·kg⁻¹, respectively. No significant elevation of concentrations of HMs in soils is observed, compared with the natural background. Based on the hierarchical cluster and historical analysis, the spatial correlations of HMs have been changed by the impact of MSWIP. According to the similarity of concentration, the HMs can be divided into 3 categories: ①Cu, Ni, Cr, Se, Zn, Pb; ②As, Cd; ③Hg. Factors analysis was also performed and shows that the HM distribution patterns are dominantly affected by 3 principal components: local biogeochemical characteristics (48.6% of variance), impact of the MSWIP (16.6% of variance) as well as topographical characteristics (13.2% of variance). Subsequently the 3 maps of factor scores are calculated and exhibited. This study favors to estimate the long-term effects of HM emission from MSWIP on surrounding soil environment and facilitate the local health risk assessment.

Key words: municipal solid waste (MSW); incineration; heavy metal; soil; spatial distribution

随着我国经济发展和城市化进程的加快, 国内城市生活垃圾 (municipal solid waste, MSW) 总量日渐增长^[1]. 垃圾焚烧处理技术因具有最显著的减量化、无害化、资源化特征, 近年来被广泛采用^[2]. 2008 年我国垃圾焚烧处理总量达 15.7×10^6 t, 在 5 a 内增长了 4 倍多^[1]. 然而, 垃圾焚烧过程不可避免地产生各种二次污染物. 其中气态或颗粒态的重金属随烟气和飞灰经排放进入大气, 通过干湿沉降直

接进入土壤^[3]. 由于重金属往往具有强环境毒性与生物累积性, 对生态和人类健康构成潜在威胁^[4-6], 逐渐引起各国广泛关注. 迄今国际上已有不少研究

收稿日期: 2010-01-31; 修订日期: 2010-04-01
基金项目: 国家自然科学基金项目 (40830747); 深圳市“双百计划”项目; 公共科技专项计划项目 (SY200806300176A)
作者简介: 王俊坚 (1986~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境化学分析、环境催化, E-mail: jjwang@pku.edu.cn
* 通讯联系人, E-mail: zengh@szpku.edu.cn

对垃圾焚烧厂周边环境重金属浓度进行监测^[7-11],然而由于自然背景的缺失,难以对垃圾焚烧源的影响进行评价。

我国采用城市生活垃圾混合收集方式,含重金属垃圾未经分选直接进入垃圾焚烧过程,易导致较高排放浓度^[12]。目前,国内已有垃圾焚烧炉(MSW incinerator, MSWI)周边地区环境汞污染的相关报道^[13,14],但对垃圾焚烧厂周边土壤多种重金属的空间分布特征鲜见系统阐述。本研究以深圳市清水河垃圾焚烧厂为例,基于区域内 9 种重金属在土壤中的污染水平,详细分析了不同重金属的空间格局及分异特征,并探究其影响因子及各重金属的对应主导影响因素,以期评估垃圾焚烧厂重金属排放对周边土壤环境的长期影响并进行健康风险评价提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

清水河垃圾焚烧发电厂始建于 1985 年,位于深圳市罗湖区清水河街道,是国内第一座采用焚烧发电技术处理城市生活垃圾的处理厂。该厂目前日处理生活垃圾约 600 t^[15],采用布袋除尘和湿式喷淋法处理烟气,内烟囱主体高度为 60 m。厂区南方、西方和北方三面环山,其东面地形较平坦,为居民生活区(见图 1)。

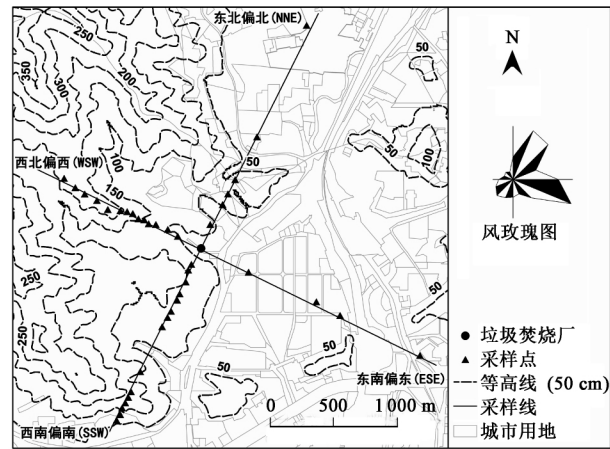


图 1 研究区域等高线图及采样布点示意

Fig. 1 Sampling distribution on the contour map

1.2 采样布点

根据深圳市风玫瑰图主导风向,结合当地地形特征,设定东北偏北(NNE)、东南偏东(ESE)、西南偏南(SSW)和西北偏西(WNW)4 个采样方向。利用 GPS 导航在烟囱下风向 200 m~2 km 范围内分

别选取 6、4、16、14 个无明显人为干扰样点(见图 1)。分别采集表层(0~10 cm)和次表层土壤(10~20 cm)封存于 PVC 袋内,每个样品均由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。

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,使用木棍破碎研磨并过 0.075 mm 尼龙筛。准确称取样品 0.20 g,用双氧水-反王水在最佳的消解条件下进行微波消解^[14]。利用美国 PE FIMS400 测汞仪(检测限<0.02 ng/mL)测定样品汞浓度。其他重金属(Pb、Zn、Cr、Cu、Cd、Se、Ni、As)则参照 EPA Method 3052^[16],采用美国热电 IRIS INTREPID 型 ICP-AES 测定。

所有器皿使用前均用 10% 硝酸浸泡>24 h。每批(12 个)样品同时测定空白和平行样品。每个样品测定 3 次,最大变异系数为±8.24%。每批样品均使用重金属标准溶液和标准黄色红壤(GBW07406,国家标准物质中心)进行质量控制,9 种金属回收率均在 90%~110% 范围内。

1.4 数据分析

利用 SPSS 16.0 统计分析软件对重金属浓度进行统计分析。数据标准化后,运用基于最近距离法的分层聚类(hierarchical cluster analysis, HCA)对各重金属浓度特征进行分类。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驱动力与因素。研究认为^[17],以因子得分地图表现污染物空间格局是实现多变量降维的有效手段。因此,本研究基于地统计学(Geostatistics)理论^[18],通过 GS+9.0 对各因子得分进行统计检验,最佳半变异函数/模型匹配并确定相关参数,最后利用 ArcGIS 9.2 平台绘制得出各因子得分地图。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属浓度水平

表层和次表层土壤中各重金属的浓度参数(均值、范围)如表 1 所示。从均值上看,除表土中 As、Cd、Cr、Cu 及次表土中 Cd、Cr 略高外,其余均低于 1990 年深圳市土壤元素背景浓度值^[19]。对比广东土壤的历史背景值,也并未发现土壤重金属浓度均值的较大增幅^[20],且均低于国家土壤环境质量标准(GB 15618-1995)中自然背景值。在垃圾焚烧厂近 25 年运营后,周边土壤重金属浓度并未发现明显的高累积现象。

表 1 两层土壤重金属浓度范围、均值、未检出率、二者相关性与显著性差异分析及案例对照/mg·kg⁻¹

Table 1 Statistical parameters of heavy metal concentrations in surface and subsurface soils and comparison with other MSWIs/mg·kg ⁻¹												
重金 属	表土 (n = 40)		次表土 (n = 40)		相关 系数	t-test p 值	深圳土壤 背景 ^[19]	广东土壤 背景 ^[20]	其他 MSWI 周边土壤重金属污染 ^[3,9,11,21]			
	浓度范围	均值	浓度范围	均值					Hampshire	Montcada	Catalonia	Newcastle
Hg	0.012 ~ 0.136	0.058	0.014 ~ 0.100	0.051	0.895	0.007	0.104	0.044	0.1 ~ 2.8	0.09	0.05	0.50
As	0.49 ~ 75.89	9.39	0.23 ~ 18.88	5.86	0.385	0.130	8.96	8.9	2 ~ 18	8.23	5.56	20
Cd	ND ¹⁾ ~ 1.17	0.12	ND ~ 0.71	0.08	0.572	0.170	0.067	0.026	0.65	0.39	0.15	0.65
Cr	21.7 ~ 115.7	51.7	28.1 ~ 116.0	51.6	0.924	0.971	27.8	42.3	30	17.57	11.3	55
Cu	ND ~ 59.9	11.6	ND ~ 61.1	9.6	0.944	0.020	10.8	12.0	—	—	—	233
Ni	ND ~ 44.0	6.0	ND ~ 47.0	5.2	0.959	0.041	10.6	9.5	4 ~ 87	12.51	8.75	30
Pb	ND ~ 133.0	27.6	8.4 ~ 96.4	27.9	0.664	0.728	38.9	22.5	16 ~ 8300	71.03	25.7	350
Se	ND ~ 16.4	4.7	ND ~ 16.4	4.5	0.664	0.728	—	0.318	—	—	—	—
Zn	9.1 ~ 233.0	47.2	8.6 ~ 246.9	45.6	0.815	0.901	59.0	29.00	—	108.8	—	419

1) ND 表示未检出 (低于方法最小检出限)

对比国外的研究,研究区土壤 9 种重金属的污染整体水平低于此前报道的 Newcastle (英国)^[3]、Montcada (西班牙)^[9]和 Hampshire (英国)^[21]等地区的城市生活垃圾焚烧厂周边土壤,而稍高于 Llobet 等^[11]报告的 Catalonia (西班牙)内垃圾焚烧厂周边土壤.总体上看,其他垃圾焚烧厂周边土壤中也并未发现金属的明显累积现象.

学界一向认为,垃圾焚烧厂不可避免地排出含重金属的烟气和飞灰^[22~24],进入大气后重金属通过干湿沉降至地表^[3,25,26].尽管排放浓度往往为 μg/m³或 ng/m³数量级^[27],根据本案例实际排放浓度估算经 25 年累积重金属输入量理论上应超过现监测水平.因此,土壤重金属的低浓度很可能与较高强度的输出过程相关,如风化淋溶作用.深圳市地处年气温高、降水量大的南亚热带;且 80 个土壤样品 pH 为 4.70 ~ 5.60,TOC 含量为 1.6% ~ 16.9%,均处于较低水平.经证实,当地无碳酸盐岩石风化壳上发育的酸性土壤受到强烈的风化和淋溶作用,使土壤中微量元素含量明显降低^[19,28].

除 As 外,8 种重金属在表土与次表土中的浓度均具有极显著相关性($p < 0.001$),表明 2 层土壤重金属具有同源性.在 1990 年土壤元素背景调查发现,不少元素在 A 层中含量低于 B 层,大多数低于 C 层^[19].本研究中表土层各重金属浓度则整体上高于次表层土壤,且 Hg、Cu、Ni 的均值在统计学上具有显著差异($p < 0.05$).通过表 2 比较,发现除 Pb 外,表层与次表层土壤金属浓度比例较 1990 年土壤背景均有所提高(由于大量水稻田很可能受含 Hg 农药污染导致深圳土壤背景 A 层高于 B 层^[29],此处采用与本案例地理地质环境相似的山地土壤数据^[29]做对比).根据近年来降水气温等环境因素,表生地球化学作用缺乏明显弱化的证据,且母质多种元素向上迁移能力几乎不可能存在明显增强的趋势,可以认为,本研究中土壤重金属表层/次表层浓度比的升高是由于外界环境的重金属输入造成的.然而,此时各金属是否来源于垃圾焚烧厂,垃圾焚烧厂贡献的大小等问题仍然缺乏证据来证明或定量.

表 2 土壤中重金属表、次表层比与背景浓度 A/B 层比例¹⁾

Table 2 Comparison of present and historical ratios of the heavy metal concentrations in surface soil to that in subsurface soil									
来源	Hg	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn
本研究	1.14	1.60	1.50	1.00	1.21	1.15	0.99	1.04	1.04
1990 年土壤背景 ^[19]	1.25 (~ 0.87 ^[29])		0.88	0.81	0.98	1.05	1.02	—	0.73

1) 括号内为深圳山地土 A/B 层土壤浓度比

2.2 基于聚类分析的重金属空间相关性

上述问题可通过探讨各金属空间相关性与垃圾焚烧源的关联得到进一步的认知.基于 1990 年深圳市土壤元素背景,陶澍等^[30]利用聚类分析发现多数金属元素聚集在两类中[图 2(a)],按查瓦里茨基分类,它们分属铁族元素和亲硫元素.这 2 组元素的

地化性质有较大差异,在原生及表生环境中的行为多不相同.由于 1990 年深圳市较大规模工业刚处于起步阶段,尚未对当地造成大面积污染^[29],为考察垃圾焚烧厂周边土壤金属元素的空间结构关联,以此作为自然背景.

垃圾焚烧厂周边土壤中重金属 R 型分层聚类

结果如[图 2(b)]所示。在聚类重新标定距离约为 10 的位置,可把 9 种重金属分为 3 类:①Cu、Ni、Cr、Se、Zn、Pb; ②As、Cd; ③Hg。其中 Cu、Ni、Cr 浓度在 80 个样品中的分布明显相似,与自然背景吻合,表明这 3 种元素受母质影响较大,受外界环境影响较小。Hg 浓度与其他重金属则有明显区别,与背景相比,与其它重金属的不相似性明显有所增强。

Klein 等^[22]发现在燃煤焚烧过程中,金属在飞灰表面的分布和富集程度据金属沸点的不同存在很

大差异,并据此将 37 种金属划分为 3 类[图 2(c)]。I 类中各元素在高温焚烧区基本上不挥发,形成组分稳定的熔化物,并转化为飞灰和熔渣,在熔渣、被捕捉飞灰、排出飞灰之间的分配没有选择性; II 类中各元素,尤其是 As、Cd,在焚烧区易挥发,由于熔渣在焚烧区被移除,各元素几乎无法冷凝于熔渣上,随着烟道气变冷而大部分冷凝或被吸附到飞灰表面,并由于颗粒效应选择性地富集到难以捕捉的细微颗粒上而排放出炉。III 类中各元素主要以气态形式存在,并随着烟道气排放出炉。

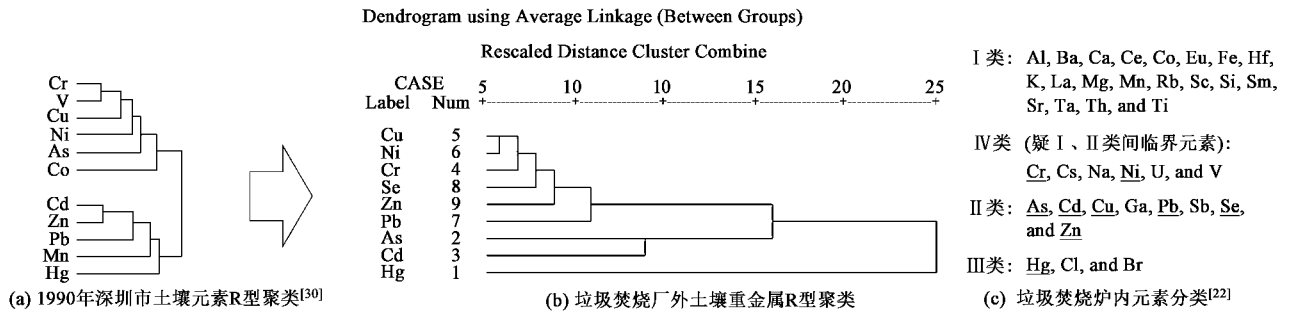


图 2 垃圾焚烧厂周边土壤重金属分层聚类树状图与相关分类

Fig. 2 Hierarchical cluster analysis dendrogram for soil samples surrounding MSW incinerator and relevant classifications

该分类结果与本研究聚类结果具有明显的关联。如 I、II 类中大部分金属元素包括 Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 等主要聚集在熔渣,或易捕获飞灰上,经烟尘处理工艺后随飞灰排放量相对较少,因此对周边土壤的影响也小。As、Cd 二者属于 II 类中易挥发金属,大量富集在细颗粒飞灰上排入大气,相对应土壤中 As、Cd 的聚集形式,则从原来分属铁族元素与亲硫元素两类,聚集为具有一定相似性的一类。III 类中的 Hg 不同于其它金属,主要随烟气扩散入大气,相对应土壤中的汞与其他金属不相似性有所增强。这表明垃圾焚烧厂周边土壤重金属的空间相关性与垃圾焚烧过程密切相关。由于较高强度的淋失,垃圾焚烧厂周边土壤重金属浓度水平在数量级上并没有提升,但这并不意味着对周边土壤无影响。垃圾焚烧厂的金属排放及沉降输入,作为土壤的稳定外加重金属源,使原自然土壤中微量元素(尤其是 Hg、As、Cd 等 3 种痕量金属)进入生态学意义上的非平衡稳态,并逐渐形成新的空间聚类结构。

以深圳市历史背景作比较是可以分析土壤重金属来源的最佳方法之一,然而它基于一个前提,在深圳市(2 020 km²)到垃圾焚烧厂周边土壤环境(约 4 km²)的尺度变化不大甚至可以忽略。而且,以上的

源解析无法充分解释挥发性不亚于 As、Cd 的 Se (常见化合物挥发性仅次于 Hg^[22,31])并未表现出在土壤空间分布中与 As、Cd 的相似性,尽管一些多年监测也没有发现垃圾焚烧厂周边环境 Se 含量有显著累积($p > 0.05$)^[32,33]。为深入探讨垃圾焚烧与周边土壤空间结构的关系,有必要进一步对其他环境下垃圾焚烧厂进行相关研究或进行模拟控制实验。

2.3 基于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 3 所示,可用于判断各重金属因子的相互作用。如 Hg,与其它大多数金属表现出负相关关系。

主成分数以特征值 > 1 为条件进行筛选。表 4 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 78.4%。图 3 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直观看出。

第一主成分(PC 1)贡献率为 48.6%,其因子得分地图[图 4(a)]反映 Cr、Cu、Ni、Pb、Se、Zn 这 6 种重金属的浓度分布特征。在[图 2(b)]中该 6 种元素在大概为 4 的聚类距离下可分为:①Cr、Cu、

表 3 重金属浓度 Pearson 相关矩阵¹⁾

Table 3 Pearson's correlation matrix for the metal concentrations

	Hg	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn
Hg									
As	0.004								
Cd	-0.307	0.553 **							
Cr	-0.319 *	-0.057	0.212						
Cu	-0.389 *	-0.121 *	0.271	0.762 **					
Ni	-0.193	-0.142	0.323 *	0.789 **	0.810 **				
Pb	-0.222	-0.230	0.078	0.523 **	0.594 **	0.625 **			
Se	-0.478 **	-0.236	0.104	0.633 **	0.685 **	0.694 **	0.707 **		
Zn	-0.388 *	-0.151	0.307	0.608 **	0.759 **	0.762 **	0.565 **	0.662 **	

1) 表格左下方为相关系数,右上方为显著性水平;* 表示在 0.05 显著性水平上相关,**表示在 0.01 显著性水平上相关

表 4 土壤中重金属主成分载荷¹⁾

Table 4 Rotated component matrix for metals in soils

(PCA loadings > 0.4 are shown in bold)

重金属	主成分		
	PC1	PC2	PC3
Hg	-0.215	-0.073	-0.958
As	-0.196	0.879	-0.059
Cd	0.396	0.790	0.188
Cr	0.838	0.094	0.053
Cu	0.899	0.097	0.185
Ni	0.930	0.119	-0.023
Pb	0.707	-0.183	0.240
Se	0.792	-0.103	0.295
Zn	0.795	0.114	0.223
特征值	4.38	1.49	1.19
方差贡献率/%	48.6	16.6	13.2
累计贡献率/%	48.6	65.2	78.4

1) 因子提取方法为主成分分析 (PCA); 旋转方法为正交转轴法 (Varimax with Kaiser Normalization), 黑体表示载荷 > 0.4

第二主成分 (PC 2) 贡献率为 16.6%, 其因子得分图 [图 4 (b)] 反映 As、Cd 二者浓度的分布特征. 在研究区范围内, 除 NNE 方向离焚烧烟囱较短距离出现最大落地浓度点外, 其它 3 方向均表现出随离焚烧烟囱距离增大而因子得分增大的趋势, 且 As、Cd 浓度与离烟囱距离 (单位: m) 均显著相关 ($p < 0.05$). 因此第二主成分很可能主要反映距离因素对垃圾焚烧厂排放物扩散、沉降行为的影响. 此外值得注意的是, 因子得分图 [图 4 (b)] 中显示出 NNE 和 ESE 两方向沿采样距离增加出现最大因子得分 (约 600 m 和 2 000 m 处), 对应为 As、Cd 的最大落地浓度点, 而 SSW 和 WNW 方向的最大落地浓度点在研究区域外 > 2 000 m 处, 与当地的年平均风速分布影响相符 (东北偏北风 > 东南偏南风 > 西北偏西风 > 西南偏东风), 表明气候气象条件对该因子起一定作用^[34].

第三主成分 (PC 3) 贡献率为 13.2%, 主要贡献来源于汞 (载荷为 -0.958). 其因子得分图 [图 4 (c)] 与地形高程图 (图 1) 吻合, Hg 在垃圾焚烧厂周边的扩散行为主要受地形影响. 以 SSW 方向上样点为例, 土壤 Hg 浓度与采样点所在海拔高度 (由 GPS 测量, 精密度为 3 m) 呈显著线性关系 (r^2 : 0.748 ~ 0.694, $p < 0.001$; 见图 5). 载荷为负值表示地形对汞的迁移扩散起阻挡作用.

垃圾焚烧厂内未捕捉下来的重金属通过烟气或飞灰为载体排放于大气环境后主要有 2 种形态: 颗粒态和气态^[35]. 前者主要被吸附或结合于亚微米级飞灰中^[36], 沉降通量往往较大, 其迁移过程同时受风速、颗粒粒度等因素的影响. 后者根据当地大气条件在空间自由扩散. Hg 为典型易挥发物质, 以 Hg(0) 形态存在大气中停留时间可达 0.5 ~ 2 a^[26]. 尽管气候气象条件影响汞的迁移扩散, 但在复杂地形区, 地形因素对汞的迁移扩散有更重要的影响^[14].

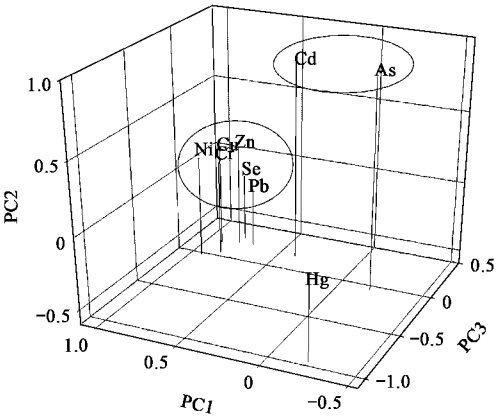


图 3 9 种重金属主成分载荷图

Fig. 3 PCA loading 3-D plot (PC1 vs. PC2 vs. PC3) for metals

Ni、Se; ②Zn; ③Pb 这 3 类, 与自然背景相似. 这类金属受外环境影响较小, 主要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.

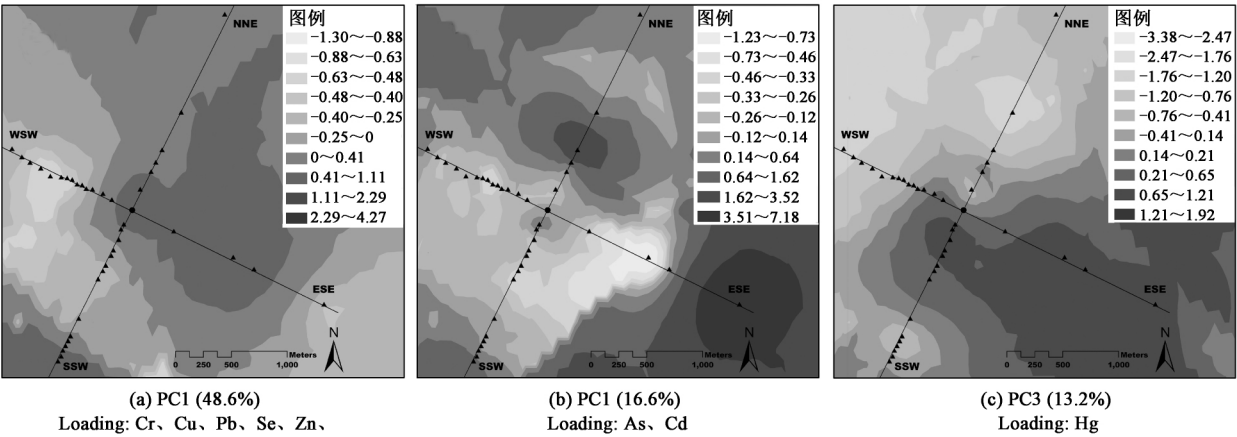


图 4 前 3 个主成分因子得分地图

Fig.4 Maps of the factor score of the first 3 principal components

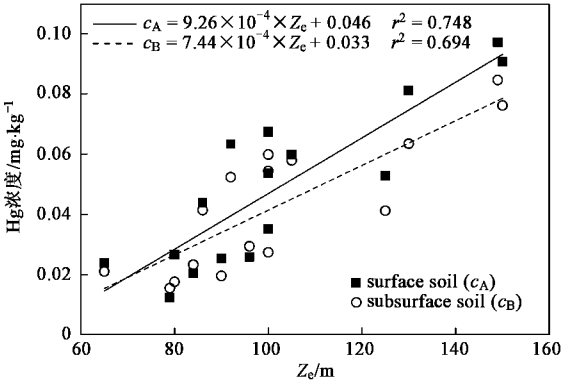


图 5 西南偏南采样区汞浓度与海拔高度线性关系
Fig.5 Linear regressions of the mercury concentrations of soil versus the sampling altitude in the SSW area

3 结论

(1)我国第一座垃圾焚烧厂运营 25 a 后,对比 20 a 前土壤元素背景,周边土壤 9 种重金属浓度并未发生明显增长,且均远低于国家土壤环境质量标准(GB 15618-1995)中自然背景。

(2)垃圾焚烧厂周边土壤中 9 种重金属空间格局可分为:①Cr、Cu、Ni、Pb、Se、Zn; ②As、Cd; ③Hg 这 3 类,与自然环境下元素聚集形式对比发生改变。观测现象表明,垃圾焚烧厂的微量元素输入可改变原土壤环境中的平衡稳态,形成新的空间格局分异。

参考文献:

[1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 (1996-2009) [M]. 北京:中国统计出版社,2006-2009.

[2] Cheng H F, Zhang Y G, Meng A H, *et al.* Municipal solid waste

fueled power generation in china: a case study of waste-to-energy in Changchun city [J]. Environmental Science & Technology, 2007, **41** (21) : 7509-7515.

[3] Rimmer D L, Vizard C G, Pless-Mullooli T, *et al.* Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator: One source among many [J]. Science of the Total Environment, 2006, **356** (1-3) : 207-216.

[4] Feng S L, Wang X M, Wei G J, *et al.* Leachates of municipal solid waste incineration bottom ash from Macao: Heavy metal concentrations and genotoxicity [J]. Chemosphere, 2007, **67** (6) : 1133-1137.

[5] Weber J, Karczewska A, Drozd J, *et al.* Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, **39** (6) : 1294-1302.

[6] Reis M F, Sampaio C, Brantes A, *et al.* Human exposure to heavy metals in the vicinity of Portuguese solid waste incinerators- Part 1: Biomonitoring of Pb, Cd and Hg in blood of the general population [J]. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2007, **210** (3-4) : 439-446.

[7] Bache C A, Gutenmann W H, Rutzke M, *et al.* Concentrations of Metals in Grasses in the Vicinity of a Municipal Refuse Incinerator [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1991, **20** (4) : 538-542.

[8] Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, *et al.* Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator; Human health risk [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1997, **59** (6) : 861-867.

[9] Meneses M, Llobet J M, Granero S, *et al.* Monitoring metals in the vicinity of a municipal waste incinerator: temporal variation in soils and vegetation [J]. Science of the Total Environment, 1999, **226** (2-3) : 157-164.

[10] Llobet J M, Schuhmacher M, Domingo J L. Spatial distribution and temporal variation of metals in the vicinity of a municipal solid waste incinerator after a modernization of the flue gas

- cleaning systems of the facility [J]. Science of the Total Environment, 2002, **284**(1-3): 205-214.
- [11] Nadal M, Bocio A, Schuhmacher M, *et al.* Trends in the levels of metals in soils and vegetation samples collected near a hazardous waste incinerator [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2005, **49**(3): 290-298.
- [12] Zhang H, He P J, Shao L M. Flow analysis of heavy metals in MSW incinerators for investigating contamination of hazardous components [J]. Environmental Science & Technology, 2008, **42**(16): 6211-6217.
- [13] 汤庆合,丁振华,江家骅,等.大型垃圾焚烧厂周边环境汞影响的初步调查[J].环境科学,2005,**26**(1):196-199.
- [14] 赵宏伟,钟秀萍,刘阳生,等.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,2009,**30**(9): 2786-2791.
- [15] 欧阳培,向洋.城市垃圾焚烧及发电技术大有作为——对深圳市市政环卫综合处理厂等单位的调查 [J]. 再生资源研究, 2004, (6): 27-30.
- [16] U. S. EPA. SW-846 EPA Method 3052, Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices, in: Test Methods for Evaluating Solid Waste, 3rd Edition, 3rd Update [S]. Washington DC, 1995.
- [17] Tao S. Factor score mapping of soil trace element contents for the Shenzhen area [J]. Water Air and Soil Pollution, 1998, **102**(3-4): 415-425.
- [18] Olea R A. Geostatistics for engineers and earth scientists [M]. Kluwer, London, UK, 1999.
- [19] Tao S. Trace Element Contents in Soils from Shenzhen, Chinese [R]. NEPA Report 75-60-01-01-33, 1990.
- [20] 广东省环境监测中心站. 广东省土壤环境背景值调查研究 [R]. 1990.
- [21] Abbott J, Baker S, Coleman P, *et al.* A study of dioxins and trace metals in soil around four municipal waste incinerators in Hampshire: Part 2. Trace metals [R]. Culham, UK: Environment Agency, 1997.
- [22] Klein D H, Andren A J, Center J A, *et al.* Pathway of thirty-seven trace elements through coal-fired power plants [J]. Environmental Science & Technology, 1975, **9**(9): 973-979.
- [23] Natusch D, Wallace J, Evans Jr C. Toxic trace elements: preferential concentration in respirable particles [J]. Science, 1974, **183**:202-204.
- [24] Fernandez M A, Martinez L, Segarra M, *et al.* Behavior of heavy-metals in the combustion gases of urban waste incinerators [J]. Environmental Science & Technology, 1992, **26**(5): 1040-1047.
- [25] Feng X H, Melander A P, Klaue B. Contribution of municipal waste incineration to trace metal deposition on the vicinity [J]. Water Air and Soil Pollution, 2000, **119**(1-4): 295-316.
- [26] Carpi A. Mercury from combustion sources: A review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere [J]. Water Air and Soil Pollution, 1997, **98**(3-4): 241-254.
- [27] Hasselriis F, Licata A. Analysis of heavy metal emission data from municipal waste combustion [J]. Journal of Hazardous Materials, 1996, **47**(1-3): 77-102.
- [28] Shi P, Yuan Y, Zheng J, *et al.* The effect of land use/cover change on surface runoff in Shenzhen region, China [J]. Catena, 2007, **69**(1): 31-35.
- [29] 陶澍,邓宝山,陈伟元.深圳地区土壤汞含量分布及污染 [J]. 中国环境科学,1993,**13**(1):35-38.
- [30] 陶澍,曹军,李本纲,等.深圳市土壤微量元素含量成因分析 [J]. 土壤学报,2001,**38**(2):248-55.
- [31] Pavageau M P, Morin A, Seby F, *et al.* Partitioning of metal species during an enriched fuel combustion experiment. Speciation in the gaseous and particulate phases [J]. Environmental Science & Technology, 2004, **38**(7): 2252-2263.
- [32] Carballeira A, Fernandez J A. Bioconcentration of metals in the moss *Scleropodium purum* in the area surrounding a power plant-A geotopographical predictive model for mercury [J]. Chemosphere, 2002, **47**(10): 1041-1048.
- [33] Rumbold D G, Mihalik M B. Biomonitoring environmental contaminants near a municipal solid-waste combustor: a decade later [J]. Environmental Pollution, 2002, **117**(1): 15-21.
- [34] Pasquill F. Atmospheric Diffusion [M]. (2nd ed.). New York: Wiley, 1974.
- [35] Linak W P, Wendt J O L. Toxic metal emissions from incineration-mechanisms and control [J]. Progress in Energy and Combustion Science, 1993, **19**(2): 145-185.
- [36] Chang M B, Huang C K, Wu H T, *et al.* Characteristics of heavy metals on particles with different sizes from municipal solid waste incineration [J]. Journal of Hazard Materials, 2000, **79**(3): 229-239.