

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.06.2014120904

张海龙, 李祥平, 齐剑英, 等. 广东某垃圾焚烧炉周边空气颗粒物中金属浓度特征及源解析研究[J]. 环境化学, 2015, 34(6): 1109-1115
ZHANG Hailong, LI Xiangping, QI Jianying, et al. Characterization of airborne particulate metals in the surroundings of a municipal solid waste incinerator (MSWI) in Guangdong[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(6): 1109-1115

广东某垃圾焚烧炉周边空气颗粒物中金属 浓度特征及源解析研究*

张海龙¹ 李祥平² 齐剑英^{1**} 陈永亨³ 方建德¹

(1. 环境保护部华南环境科学研究所, 广州, 510655; 2. 广州大学化学工程学院, 广州, 510006;
3. 广州大学环境科学与工程学院, 广州, 510006)

摘要 以广东某垃圾焚烧炉为研究对象,应用富集因子法、主成分分析法对其周边环境空气中金属(Fe、Al、Mg、Cu、Zn、Mn、Ba、Pb、Cr、Ni、Bi和Cd)含量及来源进行分析.结果如下:研究区域环境空气中各金属含量(各点均值)($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)为:Fe(1092—3487) > Al(939—3126) > Mg(716—1339) > Cu(63.4—995) > Zn(227—427) > Mn(162—291.1) > Ba(61.4—372) > Pb(21.9—41.8) > Cr(12.3—25.7) > Ni(5.70—15.5) > Bi(0.70—1.22) > Cd(0.42—0.82).相关分析和主成分分析发现,研究区域Fe与Ni、Cr、Mn、Ba主要来自于焚烧炉释放,Zn、Cd、Pb、Bi和Cu则来自于研究区域周边的交通污染源,而Al和Mg则主要来自于地壳或土壤背景值.
关键词 垃圾焚烧, 环境空气, 金属, 富集因子.

Characterization of airborne particulate metals in the surroundings of a municipal solid waste incinerator (MSWI) in Guangdong

ZHANG Hailong¹ LI Xiangping² QI Jianying^{1**} CHEN Yongheng³ FANG Jiande¹

(1. South China Institute of Environmental Science, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou, 510655, China;
2. School of Chemistry and Chemical Engineering, Guangzhou University, Guangzhou, 510006, China;
3. School of Environmental Science and Engineering, Guangzhou University, Guangzhou, 510006, China)

Abstract: Taking a MSWI in Guangdong as a study subject, the concentrations and source of metals Fe, Al, Mg, Cu, Zn, Mn, Ba, Pb, Cr, Ni, Bi and Cd were analyzed through enrichment factor and principal component analysis method. The results showed that the concentrations of metals ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) in TSP were Fe (1092—3487) > Al (939—3126) > Mg (716—1339) > Cu (63.4—995) > Zn (227—427) > Mn (162—291.1) > Ba (61.4—372) > Pb (21.9—41.8) > Cr (12.3—25.7) > Ni (5.70—15.5) > Bi (0.70—1.22) > Cd (0.42—0.82). The correlation analysis, principal component analysis results showed that Fe, Ni, Cr, Mn, Ba mainly came from MSWI emission. Zn, Cd, Pb, Bi and Cu mainly originated from traffic pollution in the surrounding of the study area. Al and Mg mainly originated from crust and natural background.

Keywords: MSWI, ambient air, metals, enrichment factor.

焚烧是许多国家处理垃圾的一个主要方式^[1].在中国,按照国务院关于“十二五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划的通知,到2015年,直辖市、省会城市和计划单列市无害化处理率达到90%以上,县城无害化处理率达到70%以上.而采用焚烧技术处理垃圾的比例将占到无害化总处理能力的35%

2014年12月9日收稿.

* 国家自然科学基金(41203061);公益科研专项计划课题(201509051)资助.

** 通讯联系人, Tel: 13640230217; E-mail: qijianying@scies.org

以上,东部地区更是达到 48% 以上.垃圾焚烧具有很多优点,如显著减少垃圾体积(接近 90%)和重量(接近 70%),完全消灭病菌、以及能量回收利用等^[2-3].然而垃圾焚烧过程中会产生有毒有害物质,如二噁英^[4]、多氯联苯以及重金属等^[5],长期暴露在高浓度重金属环境下,会对人体产生各种急性和慢性的疾病,如对人体的神经系统、血液组成、肺、肾、肝造成损害甚至导致死亡^[6].而在各种暴露途径中,呼吸似乎是最重要的暴露途径^[5].

因此,了解焚烧炉周边环境空气中金属含量特征十分必要,目前关于焚烧炉周边环境重金属含量及分布特征的研究较多,但主要关注的是土壤和植物中金属含量^[7-9],对其周边环境空气中重金属含量的关注则比较少,因此本文以广东某垃圾焚烧炉为研究对象,研究其周边环境空气中金属的分布特征,并对其周边环境空气中金属来源应用主成分分析和相关分析进行初步判断,以了解其对周边环境重金属的贡献.

1 材料和方法

1.1 研究区概况

研究区域位于广东省东南部,珠江三角洲东北端,属珠三角经济区.气候属亚热带季风气候区,常年雨量充沛,阳光充足,气候温和,年均降雨量 2000 mm,降水量主要集中在汛期 5—10 月,约占全年降水量 85.8%,平均气温 22 °C.

本研究焚烧炉设计规模为 1200 t·d⁻¹,建设 3 台 400 t·d⁻¹的机械炉排焚烧炉.配置 2 台(1×15MW+1×9MW)汽轮发电机组.厂内设垃圾池 1 座,容积约 15870 m³.厂内设有 1 个有效容积 300 m³的飞灰库,储灰量约 300 t.厂内设 1 个炉渣坑,储渣量约 741 t.本焚烧炉烟气净化采用“SNCR 炉内脱氮+半干式脱酸+干石灰喷射+活性炭吸附+布袋除尘”工艺.执行欧盟 2000 标准.焚烧炉启动点火采用 0#轻柴油,年耗油量约 150 t.正常工况下炉渣产生量为每年 110176 t,飞灰产生量为每年 15656 t.

1.2 样品采集

图 1 展示了本研究采样点分布情况,本研究以焚烧炉为中心进行布点,其中 1#点距离焚烧炉 520 m,2#和 3#点距离焚烧炉 1900 m,4#点距离焚烧炉 2000 m,5#点距离焚烧炉 1700 m,6#点距离焚烧炉 2100 m.其中 4#点和 6#点位于上风向,6#点周边植被覆盖较多,为对照点.采样在 2013 年 4 月下旬进行,连续采样 4 d,每个采样点得 3 个样品.采样同时记录了相关气象资料,天气状况以晴为主,风向以东风为主,偶有东北风,风速范围为 0.5—3.1 m·s⁻¹.温度在 18—28 °C 间,采样期间大气压 100.6—101.3 kPa.采样采用中流量采样器,采样器工作点流量为 0.1 m³·min⁻¹,采样时间为 1080 min.具体采样过程依据《总悬浮颗粒物采样器技术要求及检测方法 HJ/T374-2007》.

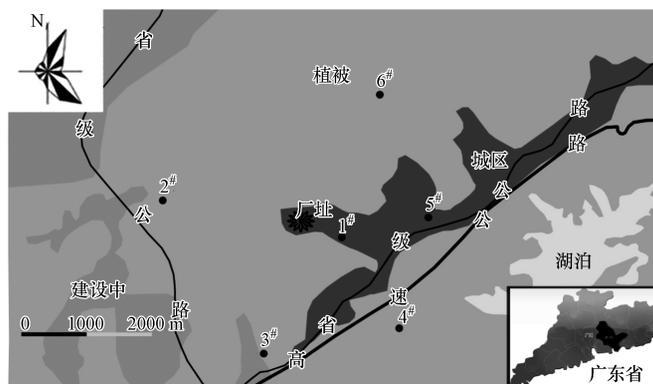


图 1 采样点分布图

Fig.1 Map of the Huizhou area showing the sampling sites

1.3 样品处理和测量

样品前处理:取整张滤膜 1/4(滤膜直径为 90 mm),用陶瓷剪刀将其剪成小块置于 Teflon 烧杯中,加入 20.0 mL 硝酸-盐酸混合液(均为优级纯,体积比 1:3,20% 稀酸),将滤膜浸没其中,盖上表面皿,采

用 SPB50-72 石墨消解仪(Perkin Elmer 公司)对其进行消解,整个消解过程分 3 个阶段:阶段一,升温时间为 10 min,恒温时间为 120 min,恒温温度为 110 °C;第二阶段升温时间为 10 min,恒温时间为 60 min,恒温温度为 130 °C;第三阶段升温时间为 10 min,恒温时间为 30 min,恒温温度为 140 °C.整个消解过程完成后样品进行冷却,以 1%硝酸溶液冲洗表面皿(冲洗液也要倒置于烧杯中)和烧杯内壁,加入约 10 mL 超纯水,经烧杯中溶液连同滤膜碎渣均倒入比色管定容至 50.0 mL,上机测量前,取上清液经 0.45 μm 滤膜过滤,待测.

样品测量:Al、Mg、Cr、Mn、Fe、Ni、Cu、Zn、Cd、Ba、Pb、Bi 元素均采用 ELAN 6100DRC e 电感耦合等离子体质谱(ICP-MS,美国 Perkin Elmer)进行测量,多元素混合标准储备液(100 mg·L⁻¹)由美国 Perkin Elmer 公司提供,为了监测测试过程中仪器是否漂移,样品测定同时也测量了已知浓度的质控样,测试结果发现回收率在 82.64%—100.27%之间.

本实验中所用器皿均用 15%硝酸浸泡过夜,用试剂水冲洗 3—5 次,晾干备用.

1.4 数据处理

采用 SPSS17.0 统计软件对所测定的数据进行 Pearson 相关性分析,在 Pearson 相关分析之前,数据应用 Kolmogorov-Smirnov 和 Shapiro-Wilk 检验数据是否服从正态分布,检验结果中 Sig.值都大于 0.05,表明研究数据服从正态分布,并对本研究中的所有元素进行主成分分析和富集因子研究,以确定本研究中金属来源.分析结果用 Origin 8.0 绘制.

2 结果与讨论

2.1 区域环境空气中金属污染特征

焚烧炉周边 6 个采样点 12 种金属(Al、Mg、Cr、Mn、Fe、Ni、Cu、Zn、Cd、Ba、Pb、Bi)平均含量如表 1 所示,为了更清楚的描述分析结果,参照 Wróbel^[10]和 Hu 等^[1]的做法将此 12 种金属分为 3 类:主要元素、次主要元素和微量元素.主要元素(Mg、Al 和 Fe)通常在地壳和土壤中含有较高,次主要元素(Cu、Zn、Pb、Mn)为原子序数>25,且为环境监测中重点关注的元素.剩余元素为微量元素(Cr、Ni、Cd、Ba 和 Bi).

2.1.1 主要元素 Mg、Al 和 Fe

Mg、Al 和 Fe 元素在 6 个采样点含量均高于其他元素,Fe 元素含量(除 1[#]和 2[#]采样点以外)均大于其他元素的值,其含量(各点均值)变化范围在 1092—3487 ng·m⁻³之间.其次为 Al 和 Mg,含量(各点均值)范围分别为 939—3126 和 716—1339 ng·m⁻³.该结果与其他研究者研究结果较为接近,如 Colombo^[11]等研究了 La Plata 地区的环境空气中金属发现该地区 Fe 平均含量为 1183 ng·m⁻³,Mg 为 1472 ng·m⁻³.一般而言,Al、Si、Fe 和 Ca 在灰尘中比例为 80%—90%^[12].因此扬尘的再沉降可能是研究区域这 3 种金属的主要来源.

2.1.2 次要元素 Cu、Zn、Pb 和 Mn

在此组中,Cu 元素含量变化较大,其在 2[#]、4[#]和 5[#]点的含量均较低,分别为 157、143 ng·m⁻³和 65.3 ng·m⁻³,在 1[#]和 3[#]点则较高,分别达到了 995 ng·m⁻³和 463 ng·m⁻³.Zn、Mn 含量变化均较为平稳,其含量(各点均值)范围分别为 227—427、162—291.1 ng·m⁻³,Pb 的含量(各点均值)范围为 21.9—41.8 ng·m⁻³,国标 GB3095—2012 中 Pb 一级标准季平均值为 1000 ng·m⁻³,因此本研究中 Pb 的含量低于国标浓度.需要注意的是 Zn 和 Pb 在 4[#]点和 6[#]点含量均较低,分析发现 4[#]点位于研究区域的高速公路和省道的上方向,而 6[#]点距离公路则较远.

2.1.3 微量元素(Cr、Ni、Cd、Ba 和 Bi)

在这组元素中,Ba 的含量(各点均值)范围为 61.4—372 ng·m⁻³,其次为 Cr(12.3—25.7 ng·m⁻³)>Ni(5.70—15.5 ng·m⁻³)>Bi(0.70—1.22 ng·m⁻³)>Cd(0.42—0.82 ng·m⁻³).且该组元素整体变化趋势较为接近,均是在 1[#]点跟 5[#]点含量明显高于其他点含量.分析发现这两个点均位于城区,且附近有工厂存在,且距焚烧炉距离较近.

2.2 富集因子分析

富集因子法通常作为初步判断环境空气中金属来源的首要步骤^[11, 13-19].对于任意相对于地壳含量

元素的富集因子 $EF_{crust,x}$ 定义如下:

表 1 6 个采样点的 12 种金属在环境空气中的平均含量 ($ng \cdot m^{-3}$)
Table 1 Average concentrations of 12 metals at six sampling sites ($ng \cdot m^{-3}$)

采样点		Al	Mg	Cr	Mn	Fe	Ni
1	平均值(标准偏差)	2469 (287) ^a	1316 (69.1)	21.4(5.71)	233.8(65.2)	1600.3(313)	15.5 (4.46)
	范围	2266—2672	1268—1365	17.3—25.4	188—280	1378—1822	12.4—18.7
2	平均值(标准偏差)	1272(115)	662 (116)	12.3(1.22)	162 (9.89)	1117 (60.4)	5.70(1.28)
	范围	1190—1354	580—745	11.4—13.2	155—170	1074—1160	4.80—6.61
3	平均值(标准偏差)	1896(538)	921 (80.2)	16.9(1.10)	206.7(10.1)	3487 (743)	9.43(1.77)
	范围	1515—2277	865—978	16.2—17.7	200—214	2983—3992	8.18—10.7
4	平均值(标准偏差)	939(65.1)	862.8(101)	15.6(3.58)	261(76.8)	1664 (38.0)	7.37(0.69)
	范围	893—985	826—899	13.0—18.7	207—316	1429—1899	6.88—7.86
5	平均值(标准偏差)	3126(707)	1339 (37)	25.7(0.95)	291.1(8.33)	3214 (332)	12.2(6.20)
	范围	2626—3626	1313—1366	25.1—26.4	285—296	2880—3549	11.6—12.8
6	平均值(标准偏差)	977 (27.0)	716 (55)	19.4(4.59)	173.8 (18.4)	1092 (158)	10.6 (5.07)
	范围	959—997	678—756	16.2—22.7	161—187	980—1204	6.97—14.1
采样点		Cu	Zn	Cd	Ba	Pb	Bi
1	平均值(标准偏差)	995(229)	427 (28.2)	0.82(0.1)	372(394.7)	41.8(11.8)	1.22(0.02)
	范围	833—1158	408—448	0.74—0.90	92.2—650	33.5—50.2	1.21—1.24
2	平均值(标准偏差)	157(12.5)	259(17.9)	0.65(0.1)	61.4(7.25)	25.2(11.7)	0.71(0.0)
	范围	149—166	246—271	0.51—0.78	56.3—66.5	16.8—33.5	0.69—0.73
3	平均值(标准偏差)	463(7.37)	253 (3.39)	0.42(0.3)	72.5(9.00)	30.9(2.07)	0.87(0.15)
	范围	458—468	251—256	0.16—0.68	66.2—78.9	29.4—32.3	0.77—0.98
4	平均值(标准偏差)	143 (1.06)	227 (38.0)	0.76(0.24)	69.7(0.23)	21.9(8.50)	0.70(0.1)
	范围	142—144	201—254	0.59—0.93	69.5—69.8	15.9—28.0	0.62—0.77
5	平均值(标准偏差)	65.3(1.81)	328.6 (33.1)	0.77(0.06)	104.9 (19.2)	39.1(2.16)	0.98(0.1)
	范围	63.4—66.2	306—352	0.73—0.81	91.3—119	37.6—40.7	0.90—1.07
6	平均值(标准偏差)	428(120)	229.5(30.5)	0.46 (0.2)	69.3 (13.4)	22.5(10.3)	0.79(0.3)
	范围	343—513	208—251	0.28—0.64	59.8—78.8	15.2—29.7	0.55—1.03

注:^a括号里面的为标准偏差。

$$EF_{crust,x} = (X/Y)_{air} / (X/Y)_{crust} \quad (1)$$

式(1)中, $EF_{crust,x}$ 是元素 X 的富集因子, Y 代表地壳中参考元素(通常选择该地土壤背景含量), $(X/Y)_{air}$ 代表空气中 X 元素对 Y 元素的比率, 同理 $(X/Y)_{crust}$ 代表地壳中 X 元素对 Y 元素的比率. 如果 $EF_{crust,x}$ 值为 1, 则说明该元素 X 主要来自于地壳, 如果 $EF_{crust,x}$ 值 > 5 , 表明其含量远超过地壳中的值, 则认为该元素主要来自于非自然源^[14, 20-21]. 通常选择 Al 或 Fe 等地壳中含量比较多的元素作为地壳参考元素^[14, 16], 本文选择 Al 作为参考元素. 其他元素在地壳中的含量则参考文献[22]中广东土壤背景数据. 富集因子结果如图 2 所示. 可以发现 Fe 和 Mg 的 EF 值均小于 5 (Fe 在 3[#]、4[#] 点接近 5, Fe 在 3[#]、4[#]、5[#] 点其 EF 值均高于 Mg, 后面分析会说明原因), 表明其来自于地壳的可能性非常大; Ni、Ba、Mn、Cr 和 Pb 的 EF 值在 10—100 间, 其中 Ni 在 5[#] 点最低为 19.5, 6[#] 点最高为 54.0. Ba 元素的 EF 值在 1[#] 点最高为 51.0, 在 5[#] 点最低为 11.4. Cr、Mn 和 Pb 的 EF 值则有较为相似的变化趋势, 即在 1[#] 点较低(分别为 12.4、24.5 和 33.9), 随后逐渐上升, 并在 4[#] 点达到最大(分别为 23.8、72.0 和 46.8) 随后逐渐降低. Bi 的 EF 值在 6[#] 点最高为 108.4, 其最低 EF 值为 42.1, 出现在 5[#] 点. 这几种元素的 EF 值均大于 10, 因此初步判断其来自于人为污染. 剩余金属如 Zn、Cd 和 Cu 的 EF 值均远大于 100, 而 Cu 在某些点如 1[#]、3[#] 跟 6[#] 点的 EF 值甚至超过了 1000. 表明这些金属来自于人为污染, 但是否来自于焚烧炉释放还需进一步判断, 因为采样过程中发现附近还有其他污染源存在.

2.3 相关分析与主成分分析

2.3.1 相关分析

为了更明确分析本研究金属来源, 对数据进行相关分析和主成分分析, 相关分析结果如表 2 所示,

Al 和 Mg 在 $P < 0.05$ 水平上显著相关 ($r = 0.906$), 结合前面富集因子分析结果可知其来自于地壳. 另外一个比较有趣的现象是 Fe 与 Al 的相关性仅为 0.380, 分析可能是本研究中的 Fe 来自于人为污染源, 事实上, Fe 与 Ni、Cr、Mn、Ba 的相关性分别为 0.903 ($P < 0.05$)、0.903 ($P < 0.05$)、0.902 ($P < 0.05$) 和 0.934 ($P < 0.05$), 均为显著相关, 这些金属在富集因子分析时, 也都大于 5, 表明其来自于人为污染源, 而 Ni、Cr、Mn 和 Ba 是比较常见的焚烧炉释放的金属^[1, 23-25]. 对于 Fe, 其来源除了来自于地壳本身贡献外, 焚烧过程对垃圾焚烧炉周边空气中 Fe 含量也有贡献, 也有学者在分析时也发现类似现象^[14]. 剩余金属如 Cu 跟 Pb、Bi 在 ($P < 0.05$) 上均有显著相关性, 其 r 值分别为 0.879 和 0.823, 而 Bi 与 Pb 之间也有一定的相关性 ($P < 0.01$), r 值为 0.956. 表明此 3 种金属来自于同一污染源的可能性较大. 另外, Zn 与 Bi、Pb 和 Cd 间也有较强的相关性, 其 r 值分别为 0.809、0.669 和 0.679. 文献调查^[26-28]发现, Cu、Zn、Cd 和 Pb 通常来源于交通污染^[29], 主要来自于燃料燃烧、轮胎磨损、漏油以及电池和金属部件的磨损 (如散热器等)^[30]. 而本研究区域有 2 条省道和 1 条国道包围, 其国道设计日车流量为 5 万量, 根据当地新闻, 其在 4 月初 (清明长假) 车流量曾达到 13 万量, 事实上, Zn、Cd、Pb、Bi 在 3[#]点和 5[#]点含量均较高, Cu 在 3[#]含量也较高, 而 3[#]和 5[#]点正位于该国道的下方向, 因此这 5 种金属可能来源于交通污染. 对于 Cu 需要说明一点是其在 1[#]点含量为最高, 说明其有部分来源于焚烧炉的贡献.

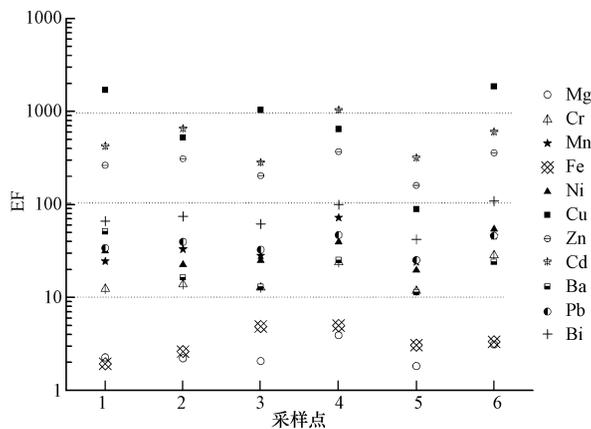


图 2 6 个采样点各金属在环境空气中含量相对于 Al 的富集因子

Fig.2 Enrichment factors of metals relative to Al in the airborne particulates collected at 6 sites

表 2 6 个采样点的 12 中金属相关分析

Table 2 Correlation coefficient (r) of 12 elements concentrations in 6 sampling sites

	Al	Mg	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Ba	Pb	Bi
Al	1.000	0.906 *	-0.028	0.120	0.380	-0.034	-0.275	0.507	-0.011	0.068	-0.176	0.017
Mg		1.000	0.186	0.441	0.545	0.191	0.025	0.717	0.197	0.224	0.131	0.363
Cr			1.000	0.910 *	0.903 *	0.999 **	0.375	-0.198	-0.464	0.977 **	0.051	0.113
Mn				1.000	0.902 *	0.921 **	0.562	0.210	-0.121	0.868 *	0.344	0.469
Fe					1.000	0.903 *	0.328	0.062	-0.420	0.934 **	0.042	0.173
Ni						1.000	0.409	-0.172	-0.447	0.976 **	0.089	0.149
Cu							1.000	0.382	0.123	0.379	0.879 *	0.823 *
Zn								1.000	0.679	-0.209	0.669	0.809
Cd									1.000	-0.593	0.439	0.560
Ba										1.000	0.028	0.071
Pb											1.000	0.956 **
Bi												1.000

注: * 在 $P < 0.05$ 水平上显著相关. ** 在 $P < 0.01$ 水平上显著相关.

2.3.2 主成分分析

为进一步分析各采样点污染物来源, 对研究区域各采样点金属应用 SPSS 软件进行主成分分析, 依

据碎石图分析结果,选取主成分,依据为其对应的特征值(因特征值在一定程度上代表主成分影响力度大小)是否大于1,根据此原则,选取了3个主成分,其中成分1(PC1)解释总方差的40.24%,成分2解释总方差29.34%,成分3解释总方差25.31%.3个成分共解释总方差的94.89%.为了更便于分析每个成分所代表的环境意义,将PC1、PC2作图,具体结果如下.图3给出了PC1和PC2的结果,可以发现成分1主要是Fe、Ni、Cr、Ba、Mn这5个金属,根据相关分析结果结合论文查找和采样现场情况,可以确定该成分为垃圾焚烧所释放.而Cd、Zn、Pb、Bi和Cu在PC2方向上比较大,根据相关分析和背景调查可以初步判断其来自于交通污染源释放.而Al和Mg在PC1和PC2方向上的结果都比较低,事实上,其是主成分分析的第3个成分,其来源为地壳或者土壤背景.

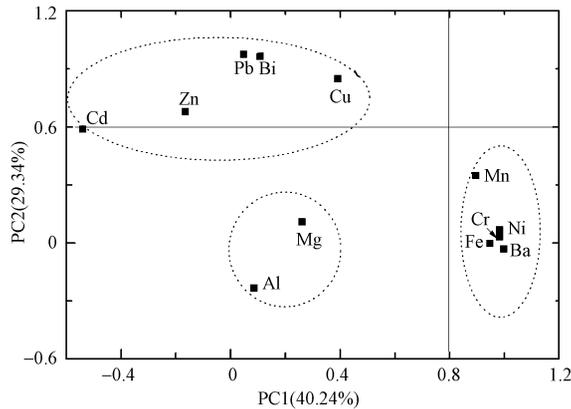


图3 各金属的主成分分析PC1和PC2

Fig.3 Principal component analysis plot of the metals showing PC1 vs PC2

3 结论

(1) 整个研究区域采样点环境空气中金属含量并不高,对于GB3095—2012中有明确规定的Pb和Cd,其含量(各点均值)分别为21.9—41.8 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$,0.42—0.82 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$,均低于国标限值.

(2) 整个研究区域环境空气中金属来源主要有3个:垃圾焚烧源、交通污染源和本身自然背景值,研究区域的Fe、Ni、Cr、Ba、Mn主要来源于垃圾焚烧贡献,Cd、Zn、Pb、Bi和Cu则主要来自于交通贡献,而Al、Mg则来自于地壳或土壤背景.

参 考 文 献

- [1] Hu C W, Chao M R, Wu K Y, et al. Characterization of multiple airborne particulate metals in the surroundings of a municipal waste incinerator in Taiwan[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(20):2845-2852
- [2] Li M, Hu S, Xiang J, et al., Characterization of fly ashes from two chinese municipal solid waste incinerators[J]. Energy & Fuels, 2003, 17(6):1487-1491
- [3] Sakai S, Sawell S E, Chandler A J, et al. World trends in municipal solid waste management[J]. Waste Management, 1996, 16(5/6):341-350
- [4] Kogevinas M. Human health effects of dioxins: cancer, reproductive and endocrine system effects[J]. Apmis, 2001, 109(S103):S223-S232
- [5] Mari M, Nadal M, Schuhmacher M, et al. Monitoring PCDD/Fs, PCBs and metals in the ambient air of an industrial area of Catalonia, Spain[J]. Chemosphere, 2008, 73(6):990-998
- [6] Leung A O, Duzgoren-Aydin N S, Cheung K, et al. Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in southeast China[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(7):2674-2680
- [7] Bretzel F, Calderisi M. Contribution of a municipal solid waste incinerator to the trace metals in the surrounding soil[J]. Environ Monit Assess, 2011, 182(1/4):523-533
- [8] Rimmer D L, Vizard C G, Pless-Mulloli 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):207-216
- [9] 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
- [10] Wróbel A, Rokita E, Maenhaut W. Transport of traffic-related aerosols in urban areas[J]. Science of the Total Environment, 2000, 257(2/3):199-211
- [11] Bilos C, Colombo J C, Skorupka C N, et al. Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina[J]. Environmental Pollution, 2001, 111(1):149-158
- [12] Singh M, Jaques PA, Sioutas C. Size distribution and diurnal characteristics of particle-bound metals in source and receptor sites of the Los Angeles Basin[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(10):1675-1689
- [13] Gao Y, Arimoto R, Duce R A, et al. Input of atmospheric trace elements and mineral matter to the Yellow Sea during the spring of a low-dust year[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1992, 97(D4):3767-3777
- [14] Gao Y, Nelson E D, Field M P, et al. Characterization of atmospheric trace elements on PM_{2.5} particulate matter over the New York-New Jersey harbor estuary[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(6):1077-1086
- [15] Wang X, Sato T, Xing B. Size distribution and anthropogenic sources apportionment of airborne trace metals in Kanazawa, Japan[J]. Chemosphere, 2006, 65(11):2440-2448
- [16] Kuo C Y, Wang J Y, Liu W T, et al. Evaluation of the vehicle contributions of metals to indoor environments[J]. J Expos Sci Environ Epidemiol, 2012, 22(5):489-495
- [17] 刘凤娟, 彭林, 牟玲, 等. 忻州市市区大气颗粒物中的元素组成特征[J]. 环境化学, 2014, 33(2):313-320
- [18] 赵金平, 谭吉华, 毕新慧, 等. 广州市灰霾期间大气颗粒物中无机元素的质量浓度[J]. 环境化学, 2008, 27(3):322-326
- [19] 张春荣, 吴正龙, 田红, 等. 青岛市区大气降尘重金属的特征和来源分析[J]. 环境化学, 2014, 33(7):1187-1193
- [20] Güllü G, Doğan G, Tuncel G. Atmospheric trace element and major ion concentrations over the eastern Mediterranean Sea; Identification of anthropogenic source regions[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(34):6376-6387
- [21] Voutsas D, Samara C, Kouimtzi T, et al. Elemental composition of airborne particulate matter in the multi-impacted urban area of Thessaloniki, Greece[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(28):4453-4462
- [22] 魏复盛主编. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990
- [23] Wang K S, Chiang K Y, Tsai C C, et al. The effects of FeCl₃ 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
- [24] Bruder-Hubscher V, Lagarde F, Leroy M, et al. Application of a sequential extraction procedure to study the release of elements from municipal solid waste incineration bottom ash[J]. Analytica Chimica Acta, 2002, 451(2):285-295
- [25] Santos R M, Mertens G, Salman M, et al. Comparative study of ageing, heat treatment and accelerated carbonation for stabilization of municipal solid waste incineration bottom ash in view of reducing regulated heavy metal/metalloid leaching[J]. Journal of Environmental Management, 2013, 128:807-821
- [26] Gunawardena J, Egodawatta P, Ayoko G A, et al. Role of traffic in atmospheric accumulation of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Atmospheric Environment, 2012, 54:502-510
- [27] Hergren L, Goonetilleke A, Ayoko G A, Analysis of heavy metals in road-deposited sediments[J]. Analytica Chimica Acta, 2006, 571(2):270-278
- [28] Sartor J D, Boyd G B, Agardy F J, Water pollution aspects of street surface contaminants[J]. Journal (Water Pollution Control Federation), 1974:458-467
- [29] Janssen N A, Van Mansom D F, Van Der Jagt K, et al. Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations[J]. Atmospheric Environment, 1997, 31(8):1185-1193
- [30] Aslam J, Khan S A, Khan S H, Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates[J]. Journal of Saudi Chemical Society, 2011, 17(2013):315-319