

DOI: 10.7652/xjtuxb201402020

大气降尘中重金属元素及铅同位素分析

杨柳, 李旭祥

(西安交通大学人居环境与建筑工程学院, 710049, 西安)

摘要: 针对重金属污染溯源问题,以某工业区为例,用测定大气降尘中重金属浓度与同位素比值的方法探寻污染来源及污染传播途径。通过采集当地大气降尘、土壤背景、植物、矿石和煤渣样品,进行重金属元素含量和铅同位素比值分析。结果表明:大气降尘中重金属 Pb、Zn、As、Cu 含量远大于土壤背景值,且相关性明显、空间分布相似;沿河沟方向 Pb、Zn 含量与距冶炼厂距离呈负相关,推测重金属污染与冶炼厂有关;而 As 含量在电厂附近略有增高,认为电厂对重金属 As 有一定贡献,为复合型污染;同位素分析显示,冶炼厂煤渣、淬水渣样品与大气降尘样品铅同位素组成相似,表明降尘中重金属铅主要来源于冶炼厂,电厂对降尘中铅元素积累影响不大;大气降尘与植物样品铅同位素组成相当,大气降尘中重金属对工业区周边小麦污染的贡献率为 89%~92%。

关键词: 大气降尘;重金属;铅同位素;大气污染

中图分类号: X508 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-987X(2014)02-0118-07

Analysis of Heavy Metal Pollution in Atmospheric Deposition

YANG Liu, LI Xuxiang

(School of Human Settlements and Civil Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049, China)

Abstract: The concentration of heavy metals in atmospheric deposition and the isotope ratio method are used to trace the source and dispersion of the heavy metal pollution of the air in a typical industrial area. Atmospheric deposition, soil, plants, ore, and coal cinder samples are collected and analyzed for the concentrations of heavy metals and the isotope ration of lead. The results show that the concentrations of the Pb、Zn、As、Cu in atmospheric deposition are larger than soil background levels, and have an obvious correlation with the soil background levels and that both values have a similar spatial distribution. It is found that the nearer the smelting area, the heavier the concentrations of heavy metals in the atmospheric deposition, and shows that the pollution source is the smelting. It is also found that the heavy metals come from a power plant, and is a compound pollution. Analyses of lead isotopes show that the lead isotope compositions in atmospheric deposition are similar to those in ores and the coal cinder, and that the main pollution source of lead is the smelting, and the power plant has a little effect on Pb deposition accumulation. Furthermore, the atmospheric deposition and plants have similar lead isotope compositions, and the contribution rate of the heavy metals in atmospheric deposition to the plants is 89%-92%.

Keywords: atmospheric deposition; heavy metal; lead isotope; atmospheric pollution

大气降尘是指粒径在 10~350 μm 之间、依靠重力自然沉降于地面的空气颗粒物。粒径小于等

收稿日期: 2013-04-28。 作者简介: 杨柳(1981—),女,博士生;李旭祥(通信作者),男,教授,博士生导师。 基金项目: 国家环境保护部公益性行业科研专项基金资助项目(201109053)。

网络出版时间: 2014-01-22

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/61.1069.T.20140122.1017.001.html>

于 10 μm 长期悬浮的细颗粒物(气溶胶组分)在无风条件以及降水的冲刷作用也可降落到地表形成降尘。所以,广义的大气降尘也包括粒径小于 10 μm 的颗粒物^[1-2]。

随着工业化城市的发展,城市降尘可能更多地受到人为源的影响^[3]。大气降尘不仅是地表生态系统营养元素的来源,也在一定程度上指示着大气污染的程度^[4],大气降尘中重金属元素对土壤、水体、沉积物都会造成污染,并最终影响人类的健康^[5]。在许多工业发达国家,大气沉降对土壤中金属累计贡献率在各种外源输入因子中排首位^[6]。本文以西部地区某工业区为研究对象,探讨该工业区大气降尘中重金属的含量分布特征并解析其来源。

1 研究区域

项目研究区域为中国西部某工业区。该工业区地势狭长,中间低两边高,海拔相差约 200 m 左右,总面积约 40 km^2 ,西北和东南方向有 2 个水库,中间有河流相连。该区域主导风向为东南风,次主导风向为北风,属于大陆性季风气候区。据当地气象站多年观测资料,年平均气温 11.4 $^{\circ}\text{C}$,年均降水量为 616.3 mm,年均蒸发量为 1 202.1 mm。近 3 年收集气象资料中全年平均风速 2.19 m/s,最大风速 19.0 m/s。该工业区有铅锌冶炼厂和火力发电厂。研究区概况及采样点示意图如图 1 所示。

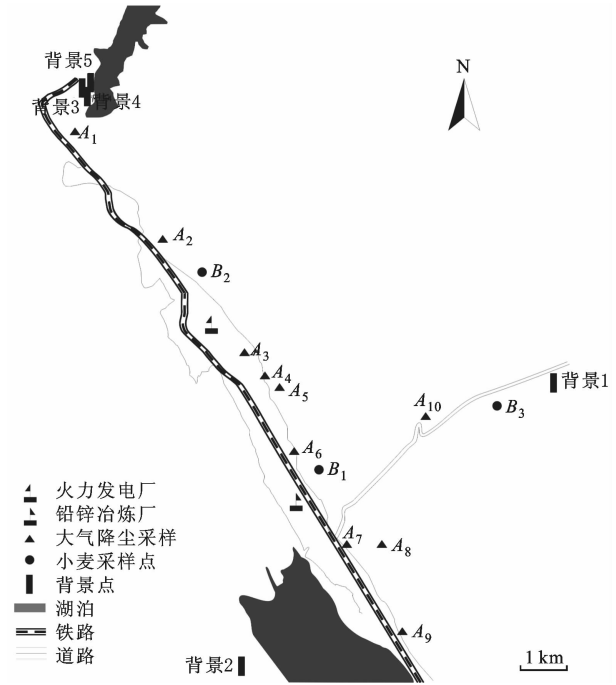


图 1 研究区概况及采样点示意图

2 材料与方法

2.1 样点布置与样品采集

依据该研究区域特殊的地形和风向特征,结合冶炼厂和发电厂的相对位置,由西北到东南方向布点采样。大气降尘采样方法参考 GB/T15265—94,采样点 $A_1 \sim A_{10}$ 为 10 个降尘缸(内径 15 cm,高度 30 cm),位置如图 1。最北点 A_1 距冶炼厂 10 km,距发电厂 5 km;最南点 A_9 分别距冶炼厂和电厂 5 km 和 10 km。 A_{10} 点位于塬上,地势较其他采样点高,分别距冶炼厂和电厂 5 km 和 10 km。降尘缸放置高度约 3~4 m,采集周期为 2 个月(2012 年 5 月至 2012 年 7 月)。样品取回后,自然风干密封送实验室分析。

冶炼淬水渣、冶炼煤渣和电厂煤渣样品来自冶炼厂和电厂各工段,取混合样,取样时间为 2011 年 8 月至 2012 年 10 月,样品取回后自然风干,磨至 200 目,送实验室分析。小麦样品为 2012 年 7 月采集,每个样品分成小麦籽和麦秆两部分,风干磨碎至 200 目,送实验室分析。

2.2 分析方法

重金属含量分析采用波长色散型 X 射线荧光光谱仪(Axios advanced;PW4400),测定过程用国家一级标样 GSS1-8 进行质量控制,测量结果显示,标样中元素实测值与参考值的相对标准偏差在 10% 以下。样品测试委托中国科学院地球环境研究所黄土与第四纪地质国家重点实验室完成。铅同位素比值采用热电离同位素质谱仪(Triton Ti)测定,国际标准参考物质分析控制。标样 NBS981 分析结果:铅同位素 ^{206}Pb 与 ^{204}Pb 、 ^{207}Pb 与 ^{204}Pb 、 ^{208}Pb 与 ^{204}Pb 的原子数之比分别为 $n(^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})=16.932$ 、 $n(^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})=15.485$ 、 $n(^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})=36.685$,测定误差为 0.02%~0.09%(2 σ)。样品分析测试委托中国地质大学(武汉)地质过程与矿产资源国家重点实验室完成。

数据的统计分析采用 SPSS11.0 软件。重金属浓度分布图用 Surfer8.0 软件绘制,网格内插法使用 Kriging 方法。

3 结果与讨论

3.1 重金属元素含量特征

经 X 射线荧光光谱分析仪(XRF)测试,本文着重分析大气降尘中的 5 种重金属元素:Pb、Zn、As、Cu、Fe、Mn。由于文献 [7-8] 中出现在冶炼厂附近

的 Hg、Cd、Cr 等重金属均低于检测限,故本文不作分析。对 10 个样本的大气降尘中 5 种重金属元素进行统计分析如表 1 所示。由表 1 可见,研究区降尘中除 Fe、Mn 外,Pb、Zn、As、Cu 的含量均远高于当地土壤背景值、中国表层土壤及陕西省土壤背景值,表明大气降尘可能会给当地土壤重金属积累造成一定影响。变异系数是反映样品变异程度的一个统计量,能在一定程度反映样品受人为影响的程

表 1 研究区大气降尘中重金属元素质量分数与背景值比较分析

元素	质量分数 /10 ⁻³	质量分数 均值/10 ⁻³	变异 系数	峰度	偏度	当地土壤 背景值/10 ⁻³	陕西省土壤 背景值/10 ⁻³	中国表层土壤 背景值/10 ⁻³
Pb	0.530 41	1.650 15	1.29	−0.07	1.25	0.023 12	0.021 4	0.026 0
Zn	2.085 55	3.943 59	0.98	−0.70	1.09	0.076 58	0.069 4	0.074 2
As	0.089 86	0.168 88	1.07	2.74	1.77	0.013 83	0.011 1	0.011 2
Cu	0.091 29	0.124 26	0.91	−0.50	0.74	0.029 07	0.021 4	0.022 6
Fe	10.844 88	14.209 45	0.47	−0.34	1.04	36.7	31.5	29.4
Mn	0.346 80	0.347 32	0.30	1.54	−0.23	0.747 08	0.557	0.583

注:土壤背景值为土壤中某元素的质量分数;当地土壤背景值为实验选的距工业区 3 km 之外的 5 个背景点均值(位置见图 1)。

3.2 重金属元素相关性分析

为了解研究区重金属含量分布之间的关系,用 SPSS 软件做了简单相关性分析,6 种元素的 Pearson 相关系数如表 2 所示。表 2 结果表明,6 种重金属中除 Mn 与其他重金属无显著相关关系外,其他重金属元素在研究区内都呈现 1%水平显著的正相关关系,其中 Pb 与 Zn、Pb 与 As、Pb 与 Fe、Zn 与 As、Zn 与 Fe、As 与 Fe 的相关系数均大于 0.9。由此可以初步推断,除 Mn 可能受当地母质影响较大外,其余 5 种重金属受人为影响较大,且可能具有相同或复合型污染来源。文献[7-8,10]中指出,在铅锌冶炼厂、火电厂周围土壤中 Pb、Zn、Cd、Cu 等重金属均有不同程度的积累,且相关性明显,与本文所得结论基本一致,也是“冶炼活动和煤燃烧是土壤重金属污染的主要来源”^[11]这一结论的又一个例证。

表 2 大气降尘中重金属含量相关性分析

	Pb	Zn	As	Cu	Fe	Mn
Pb	1					
Zn	0.992**	1				
As	0.939**	0.901**	1			
Cu	0.618**	0.586**	0.644**	1		
Fe	0.961**	0.959**	0.954**	0.638**	1	
Mn	0.186	0.207	0.335	0.113	0.227	1

注:**表示 99%置信区间显著

度^[9],从变异系数来看,Pb、Zn、As、Cu 的变异系数明显高于 Fe、Mn 元素,说明研究区这几种重金属含量差异较大,其含量与人为活动关系相对密切。从偏度值上看,除 Mn 为负值向左偏外,其余均为正值,说明这些元素的峰向右倾斜。从峰度值上看,As、Mn 为正值,为尖峰分布,其余重金属为扁平分布。对数据进行 K-S 检验,显著性水平均大于 0.05,即 5 种重金属均服从正态分布。

3.3 重金属元素空间分布特征

图 2 为各重金属元素的质量分数等值线图,可以看出大气降尘中各重金属元素含量均呈现空间分布不均匀特性。值得指出的是,Pb、Zn 含量空间分布基本一致。铅锌含量的峰值均出现在冶炼厂东南方向(下风向),同时,冶炼厂西北方向(上风向)附近也有一些相对较弱的峰,可以初步认为冶炼厂是大气降尘中铅锌的主要来源,且受季节性风向影响较大。Fe、As、Cu 元素含量空间分布与铅锌相似,这可能与矿石中这些元素相互伴生有关^[14]。Mn 的空间分布无明显特征。

图 1 中各采样点以 Pb、Zn 含量由高到低排序为 A₇,A₈,A₉,A₅,A₆,A₄,A₁₀,A₃,A₂,A₁,可以看出沿河沟方向的各采样点铅锌含量与距冶炼厂的距离有负相关关系。由于 A₁₀ 位于冶炼厂东侧塬上,非河沟主导风向,故与冶炼厂距离关系不如其他样点突出;A₅ 比 A₆ 略高,可能是受到火电厂和冶炼厂叠加影响。各采样点以 As 含量由高到低排序为 A₇,A₉,A₈,A₅,A₄,A₆,A₁₀,A₃,A₂,A₁,与 Pb、Zn 空间分布略有不同。据文献[12]考证,燃煤排放是我国大气重金属 As 污染的重要来源,因此推断火电厂对 As 含量的影响较其他金属大。

为了进一步说明大气降尘中重金属元素的来源,对煤炭和矿石样品重金属元素质量分数进行了分析,结果见表 3。冶炼矿石中重金属除 Fe、Mn 外,

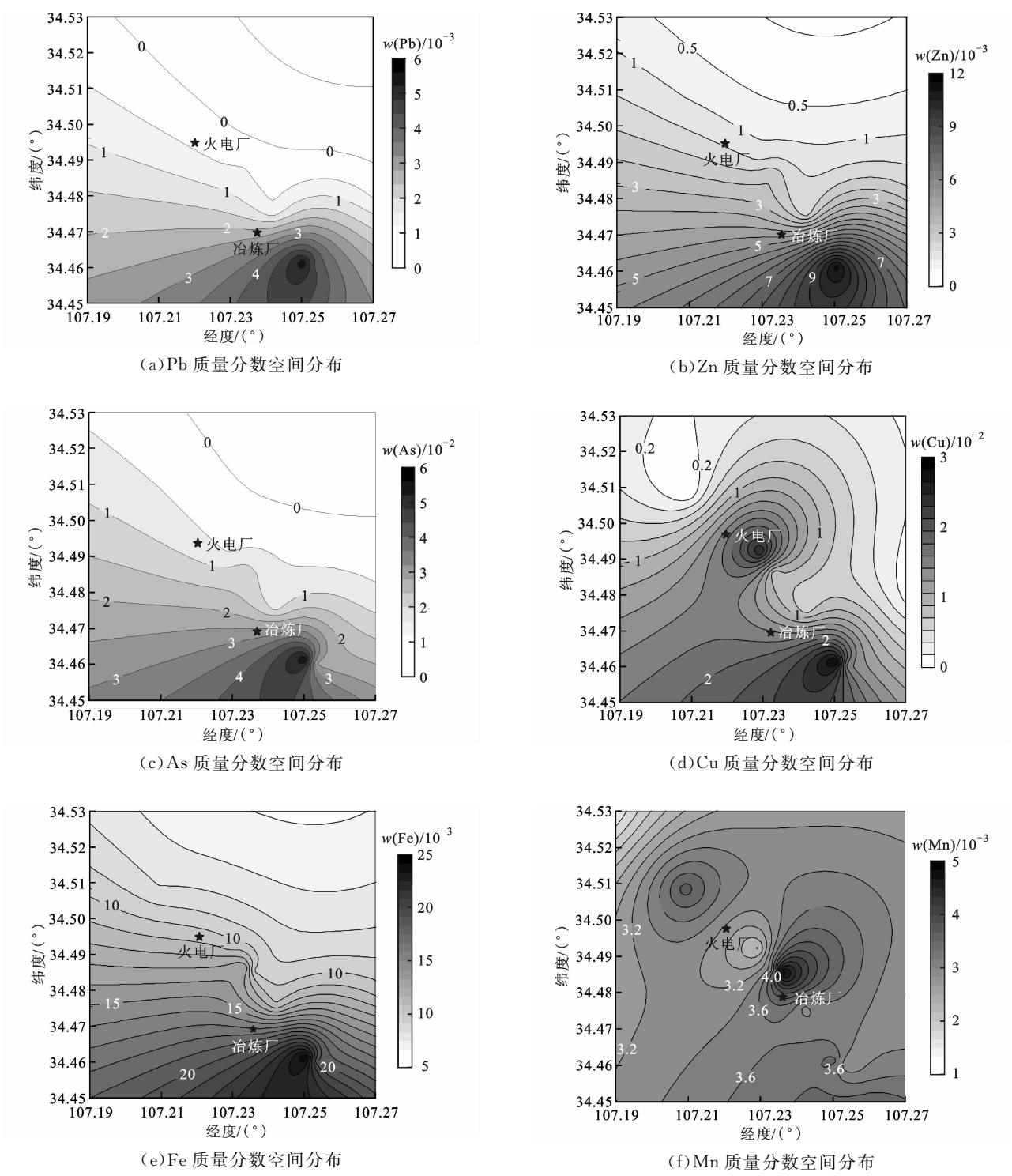


图 2 大气降尘中重金属空间分布等值线图

Pb、Zn、As、Cu 含量均高出煤炭样品 500~5000 倍。可以认为冶炼过程的无组织排放很有可能是大气降尘重金属的主要来源。虽然电厂煤炭样品重金属含量也有减少趋势,但因元素含量较低,认为是非主要排放源。

3.4 Pb 同位素结果分析

Pb 有 4 种稳定同位素²⁰⁸Pb、²⁰⁷Pb、²⁰⁶Pb 和²⁰⁴

Pb。由于 Pb 同位素分子的质量大,不同同位素分子之间相对质量差小,在自然环境和工业应用中不产生同位素分馏^[13],其同位素组成主要受源区初始铅含量及放射性 U、Th 衰变反应的制约,而基本不受形成后所处地球化学环境的影响^[14],因此具有特殊的指纹特征,可作为示踪环境物质来源强有力的工具。本研究铅同位素测试时结果见表 4。

表 3 矿石、煤炭重金属元素质量分数分析

样品	$w/10^{-3}$					
	Pb	Zn	As	Cu	Fe	Mn
冶炼矿石	27 674	413 182	2 050.6	11 999	9.7	195
东岭原煤	184	75	12.7	21	4.1	258
电厂原煤	121	121	9.7	11	3.9	366
电厂煤渣	20	52	1.3	59	4.2	837

如图 3 所示,大气降尘样品铅同位素比值与冶炼厂和电厂样品相近,而与当地土壤背景值相差较远,可以认为大气降尘样品主要受工业区人为源影响。由图 4 可知,大气降尘中²⁰⁸Pb 与²⁰⁷Pb 的原子数之比 $n(^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})$ 随着 Pb 的质量分数增加而下降,与文献[11]的结论一致。本研究中具有高 Pb 质量分数和低 $n(^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})$ 比值的大气降尘样品(A_7 、 A_8 、 A_9 点)位于冶炼厂区主导风向(东南),且其 $n(^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})$ 比值与冶炼厂的淬水矿渣和煤渣相近,说明冶炼厂是大气降尘中铅的主要来源。对于铅的质量分数小于 6×10^{-6} 的大气降尘样品($A_1\sim A_6$ 、 A_{10} 点),其 $n(^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})$ 比值与电厂混合煤样重合,说明位于 $A_1\sim A_6$ 、 A_{10} 点的大气沉降样品可

表 4 Pb 同位素测试结果

样品	标号	$n(^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})$	$2\delta_1$	$n(^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})$	$2\delta_2$	$n(^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})$	$2\delta_3$
大气降尘	A_1	37.649 9	0.000 8	15.574 0	0.000 3	17.561 3	0.000 3
大气降尘	A_2	37.620 1	0.000 7	15.569 0	0.000 3	17.533 2	0.000 2
大气降尘	A_3	37.593 4	0.000 9	15.568 5	0.000 3	17.502 2	0.000 3
大气降尘	A_4	37.530 6	0.000 7	15.563 5	0.000 2	17.457 7	0.000 2
大气降尘	A_5	37.520 2	0.000 9	15.563 6	0.000 3	17.445 0	0.000 3
大气降尘	A_6	37.525 7	0.000 9	15.564 8	0.000 3	17.443 3	0.000 3
大气降尘	A_7	37.484 8	0.000 8	15.563 0	0.000 3	17.410 8	0.000 3
大气降尘	A_8	37.488 5	0.000 7	15.561 8	0.000 2	17.420 2	0.000 2
大气降尘	A_9	37.506 9	0.000 9	15.565 4	0.000 4	17.429 0	0.000 4
大气降尘	A_{10}	37.593 6	0.000 8	15.569 3	0.000 3	17.508 1	0.000 3
生物样	麦 1	37.808 8	0.000 9	15.580 1	0.000 3	17.672 5	0.000 3
生物样	麦 2	37.816 7	0.001 5	15.582 8	0.000 4	17.667 9	0.000 6
生物样	麦 3	37.565 3	0.001 0	15.568 2	0.000 3	17.456 4	0.000 4
生物样	麦 1 杆	37.722 2	0.000 9	15.576 7	0.000 4	17.607 5	0.000 4
生物样	麦 2 杆	37.745 8	0.000 7	15.579 9	0.000 2	17.628 4	0.000 3
生物样	麦 3 杆	37.528 6	0.000 8	15.566 3	0.000 3	17.438 8	0.000 3
冶炼淬水渣	/	37.535 1	0.001 0	15.578 4	0.000 4	17.518 7	0.000 4
电厂煤样	/	37.649 5	0.000 8	15.591 4	0.000 3	17.637 5	0.000 3
冶炼煤渣	/	37.362 3	0.000 6	15.564 8	0.000 2	17.437 8	0.000 2
土样	背景 1	38.877 4	0.001 3	15.663 3	0.000 5	18.733 4	0.000 6
土样	背景 2	38.865 7	0.001 1	15.665 4	0.000 4	18.720 1	0.000 4
土样	背景 3	38.813 6	0.000 9	15.655 1	0.000 4	18.649 9	0.000 3
土样	背景 4	38.971 6	0.000 7	15.671 9	0.000 3	18.805 7	0.000 3
土样	背景 5	38.992 7	0.000 6	15.672 8	0.000 2	18.826 5	0.000 2

注: $2\delta_1$ 为 $n(^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})$ 的精度; $2\delta_2$ 为 $n(^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})$ 的精度; $2\delta_3$ 为 $n(^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb})$ 的精度。

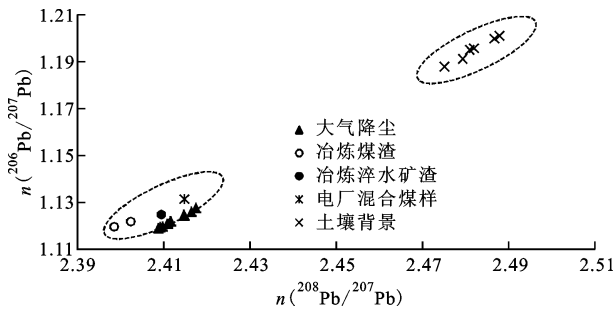


图 3 大气降尘、矿渣、煤渣、背景土壤铅同位素比值

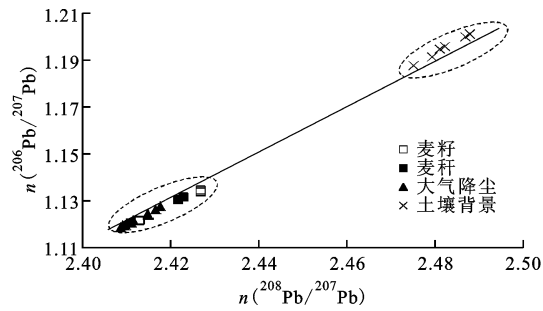


图 5 大气降尘、植物和土壤背景铅同位素比值

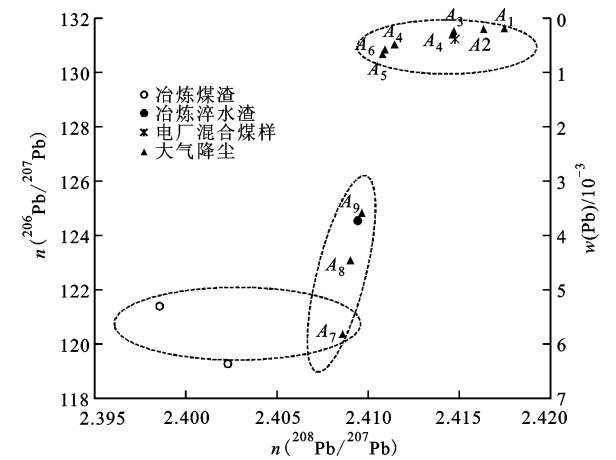


图 4 矿石、煤渣样品铅同位素比值与大气降尘样品铅同位素比值以及铅质量分数

4 结 论

- (1)该工业区周边大气降尘重金属 Pb、Zn、As、Cu 含量远高于土壤背景值,属于高度变异,主要源于冶炼厂和电厂的影响。
- (2)重金属 Pb、Zn、As、Cu 相关性明显、空间分布相似,其含量随着靠近冶炼厂而逐渐增加,初步认为与工业区的冶炼厂有关,其中重金属 As 含量还与电厂有关,为复合型污染。
- (3)同位素分析结果显示,该工业区大气降尘重金属 Pb 主要受冶炼厂影响,电厂影响较小;小麦籽粒与大气降尘 Pb 同位素特征值十分接近,大气降尘对小麦样品 Pb 的贡献率为 89%~92%,表明大气降尘是小麦 Pb 的主要来源。可以认为大气沉降是污染传播方式之一。

参考文献:

[1] 王赞红. 大气降尘监测研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2003, 17(1): 54-59.
WANG Zanhong. Study on monitoring atmospheric dust [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2003, 17 (1): 54-59.

[2] 刘东生, 韩家懋, 张德二, 等. 降尘与人类世沉积: I 北京 2006 年 4 月 16-17 日降尘初步分析 [J]. 第四纪研究, 2006, 26(4): 628-633.
LIU Dongsheng, HAN Jiamao, ZHANG Deer, et al. Dust deposition and human world: I Preliminary analysis of dust in 2006 April 16-17 day in Beijing [J]. Quaternary Sciences, 2006, 26(4): 628-633.

[3] 李晋昌, 董治宝. 大气降尘研究进展及展望 [J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(2): 102-109.
LI Jinchang, DONG Zhibao. Progress and prospect of research on atmospheric dust [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2010, 24(2): 102-109.

能受电厂影响,但其铅浓度远低于 $A_7 \sim A_9$ 采样点 (是其 $1/5 \sim 1/31$),可以认为电厂对降尘中重金属铅的贡献度较小。

本文还对植物样品(小麦)做了同位素分析,采样点位置(见图 1) B_1 靠近冶炼厂, B_2 位于电厂北, B_3 在河谷东侧的源上。在图 5 所示结果中, $n(^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})$ 与 $n(^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb})$ 明显线性相关 ($R^2=0.981$),说明大气降尘和耕层土壤是植物样品(小麦)的 2 个污染潜在源。文献[15]中报道的二元混合模型可计算 2 个端元的贡献率,根据此方模型可得出大气降尘贡献率为 89%~92%,为小麦中铅的主要贡献源。图 5 中,相同生物样品的小麦籽和麦秆的铅同位素比值略有偏差,这可能与铅在生物样品中积累的 2 个途径有关,即叶面大气降尘和根部对土壤的吸收^[13]。因大气降尘贡献率占绝对优势,可以推测生物样品吸收土壤中铅同位素非常有限,而大气降尘和植物叶片吸收对农作物重金属富集有重要作用^[16],所以当土壤和大气降尘中铅同位素比值不同时,该生物样品的铅同位素比值特征可以近似认为

- [4] 张乃明. 大气沉降对土壤重金属累积的影响 [J]. 土壤与环境, 2001, 10(2): 91-93.
ZHANG Naiming. Effects of air settlement on heavy metal accumulation in soil [J]. Soil and Environmental Sciences, 2001, 10(2): 91-93.
- [5] MAYNARD R L. Particulate air pollution [M]// The Urban Atmosphere and its Effects. London, UK: Imperial College Press, 2001: 190-191.
- [6] 胡恭任, 戚红璐, 于瑞莲, 等. 大气降尘中重金属形态分析及生态风险评价 [J]. 有色金属, 2011, 63(2): 286-291.
HU Gongren, QI Honglu, YU Ruilian, et al. Speciation analysis of heavy metals in atmospheric falling dust and ecological risk assessment of nonferrous metals [J]. Nonferrous Metals, 2011, 63(2): 286-291.
- [7] 储彬彬, 罗立强, 王晓芳, 等. 南京栖霞山铅锌矿区铅同位素示踪 [J]. 地球学报, 2012, 33(2): 209-215.
CHU Binbin, LUO Liqiang, WANG Xiaofang, et al. Lead isotopes as tracers in the Qixiashan lead-zinc mining area, Nanjing [J]. Acta Geoscientica Sinica, 2012, 33(2): 209-215.
- [8] BACON J R, DINEV N S. Isotopic characterisation of lead in contaminated soils from the vicinity of a non-ferrous metal smelter near Plovdiv, Bulgaria [J]. Environmental Pollution, 2005, 134(2): 247-255.
- [9] 谢小进, 康建成, 李卫江, 等. 上海宝山区农用地土壤重金属分布与来源分析 [J]. 环境科学, 2010, 31(3): 768-774.
XIE Xiaojin, KANG Jiancheng, LI Weijiang, et al. Analysis on heavy metal concentrations in agricultural soils of Baoshan, Shanghai [J]. Environmental Science, 2010, 31(3): 768-774.
- [10] 程胜高, 邵宁, 胡建民, 等. 火力发电厂灰渣场周围土壤与蔬菜中重金属污染规律的研究 [J]. 环境科学与技术, 1988(3): 17-19.
CHENG Shenggao, SHAO Ning, HU Jianmin, et al. Study on the law of soil heavy metal pollution around and vegetables in the thermal power plant ash [J]. Environmental Science and Technology, 1988(3): 17-19.
- [11] WONG C S C, Li X D. Pb contamination and isotopic composition of urban soils in Hong Kong [J]. Science of the Total Environment, 2004, 319(1/2/3): 185-195.
- [12] 吴文俊, 蒋洪强. 重点源大气砷铅污染排放模型及特征 [J]. 生态环境学报, 2011, 20(12): 1950-1956.
WU Wenjun, JIANG Hongqiang. Key sources of atmospheric arsenic lead pollution emission model and feature [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 20(12): 1950-1956.
- [13] CHENG Hefa, HU Yuanan. Lead (Pb) isotopic fingerprinting and its applications in lead pollution studies in China: a review [J]. Environmental Pollution, 2010, 158(5): 1134-1146.
- [14] 尹慧, 尹观. 铅稳定同位素在环境污染示踪中的应用和进展 [J]. 广东微量元素科学, 2007, 14(5): 1-5.
YIN Hui, YIN Guan. Application and development of stable lead isotope in environmental pollution tracing [J]. Guangdong Science of Trace Elements, 2007, 14(5): 1-5.
- [15] MONNA F, LANCELOT J, CROUDACE I W, et al. Lead isotopic composition of airborne material from France and the Southern U. K. implications for Pb pollution sources in urban areas [J]. Environ Sci Technol, 1997, 31(8): 2277-2286.
- [16] 胡忻, 曹密. 农田蔬菜中重金属污染和铅稳定同位素特征分析 [J]. 环境污染与防治, 2009, 31(3): 102-104.
HU Xin, CAO Mi. Analysis of farmland heavy metal pollution in vegetables and Pb isotope ratios [J]. Environmental Pollution and Control, 2009, 31(3): 102-104.
- [17] HU X, DING Z. Lead/cadmium contamination and lead isotopic ratios in vegetables grown in peri-urban and mining/smelting contaminated sites in Nanjing, China [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, 82(1): 80-84.

[本刊相关文献链接]

- 周晓斯, 王元, 李志强. 近床面风沙流的颗粒拟流体大涡模拟分析. 2014, 48(1): 60-66. [doi: 10.7652/xjtuxb201401011]
- 曹峥, 雷晓, 陈世通, 等. 海底沉积物层内 CO₂ 泄漏渗流与水合耦合同律研究. 2013, 47(9): 134-139. [doi: 10.7652/xjtuxb201309022]
- 周晓斯, 王元, 李志强. 小尺度新月形沙丘背风侧流场特性的大涡模拟分析. 2013, 47(7): 114-119. [doi: 10.7652/xjtuxb201307021]
- 蔡建程, 董博, 刘艳华. SiO₂ 颗粒对甲醛及 NO 的吸附特性研究. 2013, 47(5): 126-130. [doi: 10.7652/xjtuxb201305023]
- 赵国平, 李晖, 李旭祥, 等. 神府煤田风沙区采煤塌陷地表环境动态变化的综合评价. 2012, 46(5): 137-142. [doi: 10.7652/xjtuxb201205024]
- 赵国平, 李晖, 李旭祥, 等. 榆林市环境负荷的动态分析与预测. 2012, 46(3): 126-132. [doi: 10.7652/xjtuxb201203022]

(编辑 刘杨 苗凌)