

道路移动源PM_{2.5}的单颗粒形貌及元素组分

周秀艳, 周辉, 高玉涛, 王文华

(东北大学秦皇岛分校 资源与材料学院, 河北 秦皇岛 066004)

摘要: 机动车尾气排放及行驶过程中带动的扬尘污染等是气溶胶的重要组成部分, 对环境和人体健康具有重要影响. 为研究与机动车相关颗粒物的理化特征, 在秦皇岛市车流量较大的主干路(点位 I)和距离主干路一定距离的校园内道路(点位 II)分别采集了气溶胶单颗粒样品, 并应用带有能谱的扫描电子显微镜(SEM-EDX)分析了颗粒物的微观形貌及元素组分. 结果表明, 在车流量较大的点位 I, 烟尘颗粒的粒子数分数为 47.1%, 远大于点位 II 的 27.1%, 这主要来自机动车尾气; 统计发现点位 I 的球形飞灰颗粒在非碳质颗粒中的粒子数分数为 8.0%, 大于点位 II 的 2.5%, 这可能来自机动车尾气; 在所有不规则矿物颗粒中, 2 个点位富 Si 颗粒的粒子数分数最大(点位 I 为 51.8%; 点位 II 为 62.1%), 可能主要来自地表扬尘, 但点位 I 中 Fe 质颗粒的粒子数分数(13.4%)明显大于点位 II (6.3%), 机动车制动器磨损产生的 Fe 质颗粒可能是大气中 Fe 的一个重要的来源.

关键词: 机动车; 单颗粒; 烟尘; 飞灰; Fe 质颗粒

中图分类号: X 513

文献标志码: A

文章编号: 1005-3026(2025)12-0132-09

Morphology and Elemental Composition of PM_{2.5} Single Particle from Road Mobile Sources

ZHOU Xiu-yan, ZHOU Hui, GAO Yu-tao, WANG Wen-hua

(School of Resources and Materials, Northeastern University at Qinhuangdao, Qinhuangdao 066004, China. Corresponding author: WANG Wen-hua, E-mail: wangwenhua@neuq.edu.cn)

Abstract: Exhaust emissions from motor vehicles and dust stirred up while driving are important components of aerosols, which have a significant impact on the environment and human health. To examine the physicochemical properties of particulate matter associated with motor vehicles, single particle samples of aerosols were collected from a main road with heavy traffic flow (point I) and a campus road a certain distance away from the main road (point II) in Qinhuangdao City. The morphology and elemental composition of the particles were analyzed by a scanning electron microscopy with energy dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDX). The results show that the particle number fraction of dust particles at point I is 47.1%, much higher than that at point II (27.1%), which mainly comes from motor vehicles' exhaust. The statistics show that the particle number fraction of spherical fly ash particles in the non-carbonaceous particles at point I is 8.0%, which is higher than 2.5% at point II, which may come from motor vehicles' exhaust. Among all the irregular mineral particles, Si-rich particles at both points account for the largest particle number fraction (51.8% at point I; 62.1% at point II), possibly indicating a source from surface dust. However, the particle number fraction of Fe-dominant particles at point I (13.4%) is significantly higher than that at point II (6.3%). Fe-dominant particles produced by the wear of motor vehicles' brakes may be an important source of Fe in the atmosphere.

Key words: motor vehicle; single particle; dust; fly ash; Fe-dominant particle

近年来,随着经济发展,我国机动车保有量持续升高,而且在城市范围内,人口越来越聚集,

相应的交通活动强度也随之增加^[1]。交通活动强度大的地区其颗粒物浓度通常高于交通强度相对较小的地区^[2]。交通工具尾气排放是城市空气污染的主要来源之一,尤其是可吸入颗粒物(PM₁₀)和细颗粒物(PM_{2.5})^[3]。交通活动产生的空气污染影响人体健康,增加患呼吸系统疾病和心血管疾病的风险^[4-6]。研究表明,机动车排放颗粒物浓度也与死亡率呈现正相关^[7-9]。不同国家也都面临着交通相关的大气颗粒物排放问题^[10-13]。了解机动车尾气排放及携带的扬尘污染对解决与交通相关的大气颗粒物排放问题至关重要。因此,对城市和道路背景下 PM_{2.5} 理化特征的分析是必要的。

目前对机动车相关排放颗粒物的研究主要是进行“全样”化学组分分析,例如有机碳(OC)和元素碳(EC)浓度分析。Huang等^[14]对武汉 10 种不同类型的机动车在道路上进行了测试,其中包括国Ⅲ、国Ⅳ和国Ⅴ三类排放标准。结果表明,无论是汽油车还是柴油车,国Ⅴ机动车产生的总碳(TC)浓度最低,国Ⅲ机动车产生的TC最高。这表明随着国家机动车排放标准的提高,机动车的排放因子会逐渐下降。有研究发现机动车尾气排放会产生多环芳烃(PAHs),这对人体健康有严重的危害^[15]。对于机动车相关排放颗粒物元素组分,主要是通过电感耦合等离子体-质谱法(ICP-MS)、能量色散X射线荧光分析法(EDXRF)和电感耦合等离子体光学发射光谱法(ICP-OES)进行分析^[16-18]。例如:Zhang等^[16]采集了天津市道路

环境大气气溶胶,并对其进行重金属分析,表明机动车尾气是道路PM中重金属的主要来源,刹车片磨损和轮胎磨损也是重金属的常见来源。Jose等^[18]对印度城市道路环境中大气颗粒物的元素进行分析,结果表明,在 25 种被分析的元素中,Fe 元素的平均浓度最高,其次是Ca,Al和Mg元素。然而,对道路环境中机动车排放颗粒物的微观特征进行深入研究的工作尚显不足。

扫描电子显微镜(SEM)的图像分析技术可以获得单个颗粒物的形貌和结构的详细信息,能谱仪(EDX)能够准确显示颗粒物的元素组分信息^[19],因此被广泛运用于大气颗粒物的研究中。为分析道路拥堵情况下的单颗粒特征,本研究选择车流量较大的主干路和车流量较小的校园内道路这 2 种不同的大气环境,结合能谱对两地单颗粒的组分进行更充分地了解并对其来源进行分析。

1 材料与方法

1.1 样品采集

本次实验设置 2 个采样点位:秦皇岛西环路与文昌路交叉路口(点位 I)和东北大学秦皇岛分校沉思广场(点位 II)。点位 I 位于秦皇岛海港区,是车流量大的主干路之一,在下午常常会出现交通拥堵现象。点位 II 是车流量较小并且距离主干路有一定距离的校园内道路。具体样品采集地理位置见图 1。

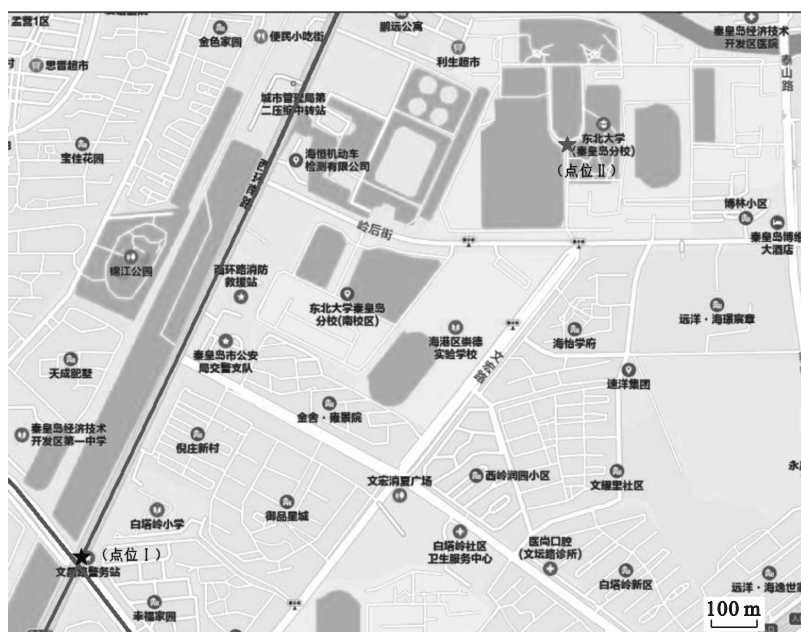


图 1 样品采集地理位置(来自腾讯地图)

Fig. 1 Geographic location of sampling sites (Tencent maps)

本实验选用 Minivol 便携式大气 $PM_{2.5}$ 采样器. 采样器距离地面约为 1.5 m, 分割粒径为 2.5 μm . 设置采样流量为 5 L/min, 滤膜选用 Millipore 47 mm 聚碳酸酯微孔膜, 核孔径为 0.67 μm , 采样持续时间设

定为 3~4 h. 2023 年 10 月 2 日至 5 日, 在点位 II 采集气溶胶样品, 10 月 9 日至 11 日在点位 I 进行采样. 样品采集具体信息如表 1 所示.

表 1 样品采集信息
Table 1 Sample collection information

采样点	样品编号	采样日期	采样时间	温度/ $^{\circ}\text{C}$	相对湿度/%	$PM_{2.5}/(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$	气压/kPa
点位 I	A1	2023-10-09	16:30—19:30	16	73	24	101.8
	A2	2023-10-10	16:07—19:07	17	67	28	102.1
	A3	2023-10-11	16:30—19:30	18	68	46	102.1
点位 II	B1	2023-10-02	15:22—18:22	20	51	27	101.2
	B2	2023-10-03	15:07—19:07	22	56	24	101.0
	B3	2023-10-04	12:38—15:38	20	56	19	101.4
	B4	2023-10-05	12:00—15:55	17	34	8	101.9

1.2 样品分析

根据国家标准 (GB/T 35099—2018), 对于采集到聚碳酸酯滤膜上的样品, 应用 FEI 扫描电子显微镜进行分析. 将滤膜切割成面积为 1 cm^2 的正方形样品, 并固定到扫描电镜分析的金属桩上, 接着将金属桩上的滤膜进行真空镀金 (铂) 处理, 以增加样品的导电性, 从而获得更清晰、更准确的图像. 然后将金属桩固定到样品台上, 设置扫描电镜的参数: 工作电压 20 kV, 电流 0.4 nA, 能谱收集时间 15 s. 在分析颗粒时, 首先将扫描电镜的放大倍数缩小, 为了保证实验结果的准确性和代表性, 对每个样品随机选取几个区域, 然后放大倍数到能够清晰地观察到颗粒的形貌, 最后对所选区域内每个颗粒进行形貌和能谱分析. 扫描电镜分析过程中对粒径大于 500 nm 的颗粒物进行了统计和分析. 共分析了 1 399 个单颗粒 (点位 I 分析了 741 个单颗粒、点位 II 分析了 658 个单颗

粒). 这些单颗粒中包含的元素主要有 C, O, Na, Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, Fe 和 Cu 等.

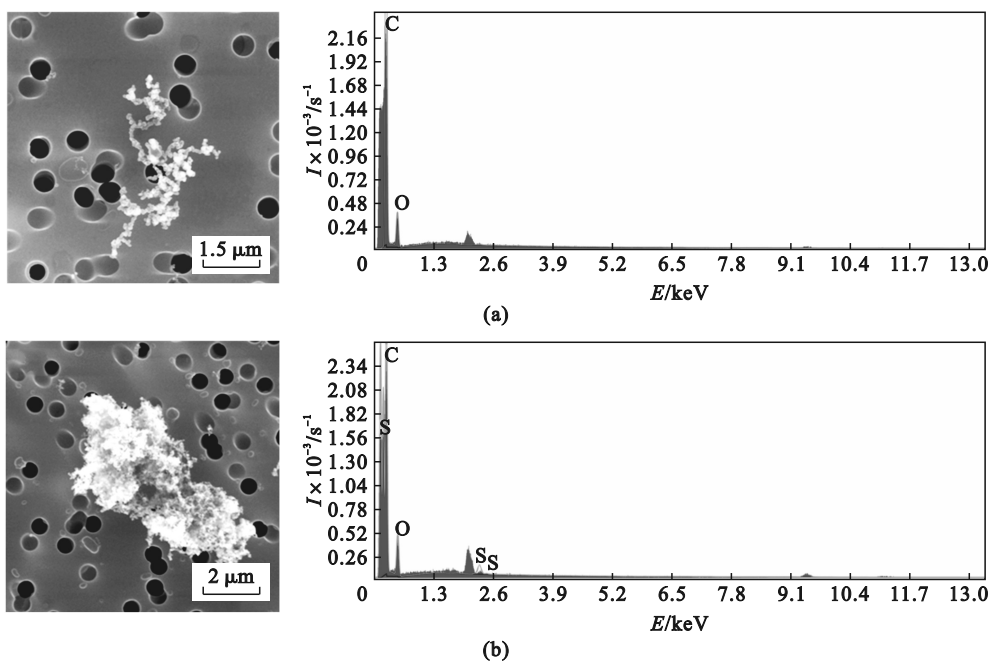
2 结果与讨论

根据单颗粒元素组分和形貌特征, 将其分为碳质颗粒和非碳质颗粒. 碳质颗粒进一步划分为烟尘颗粒和有机颗粒; 非碳质颗粒分为飞灰和不规则矿物颗粒.

2.1 碳质颗粒

2.1.1 烟尘颗粒

烟尘颗粒的元素组分主要是 C 和 O, 同时含有少量的 S 等元素, 在高分辨率电子显微镜下比较容易识别, 这些颗粒是由无数个含碳小球组成的集合体, 这些集合体可以呈现出链状和蓬松状的结构. 一般新鲜烟尘通常为链状和蓬松状 (图 2a), 老化烟尘呈现出密实状 (图 2b).



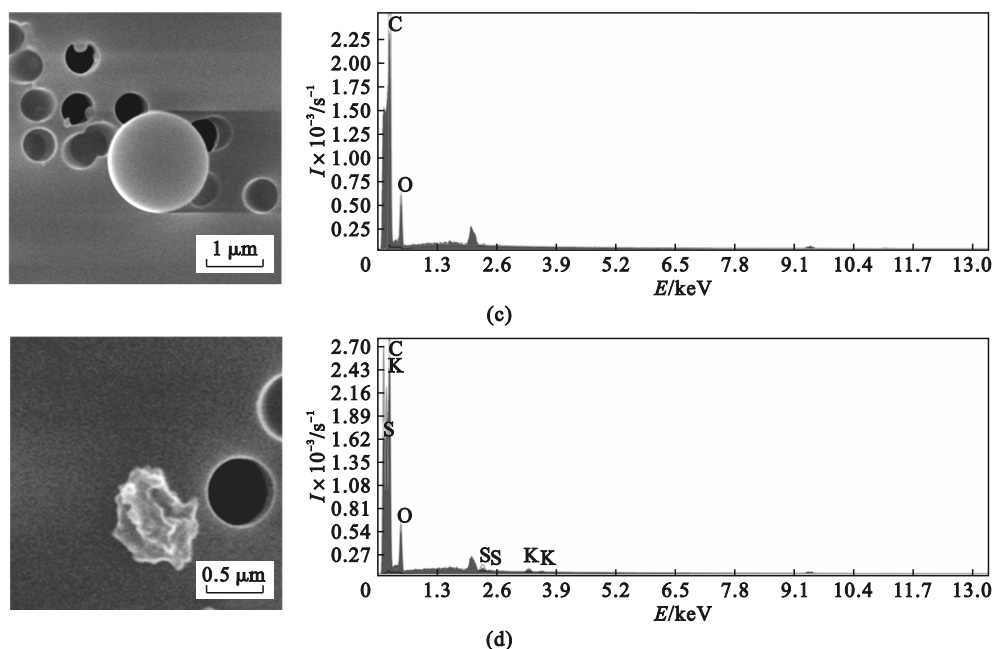


图 2 烟尘颗粒和有机颗粒的形貌和元素组分

Fig. 2 Morphology and elemental composition of dust particles and organic particles

(a)一点位 I 采集的新鲜烟尘; (b)一点位 II 采集的老化烟尘;

(c)一点位 II 采集的焦球状有机颗粒; (d)一点位 II 采集的不规则形状有机颗粒.

2.1.2 有机颗粒

有机颗粒同样主要由 C 和 O 元素组成,同时含有少量的 S 和 K 等元素,但其形貌与烟尘颗粒明显不同,有机颗粒主要以单个颗粒物的形式存在,而不是由小球聚集而成.有机颗粒在扫描电子显微镜下可进一步划分为两种形貌:焦球形(图 2c)和不规则形状(图 2d).在本次实验中,焦球状的有机气溶胶颗粒仅占极小比例.

2.1.3 碳质颗粒相对含量

各类型颗粒物的粒子数分数如表 2 所示.在点位 II 中,烟尘颗粒的粒子数分数为 20%~35%,

平均值为 27.1%.在点位 I 中,烟尘颗粒的粒子数分数为 35%~60%,平均值为 47.1%.点位 I 中烟尘颗粒的粒子数分数明显高于点位 II,说明机动车可能是大气烟尘颗粒的主要来源之一.同时,点位 I 中烟尘颗粒的粒子数分数波动明显大于点位 II,因为点位 I 位于交通枢纽,点位 I 烟尘颗粒的粒子数分数可能受交通流量影响.有研究指出,大气气溶胶中烟尘颗粒增加的一个重要因素是机动车尾气排放^[20-23].因此,机动车尾气对道路环境中大气烟尘颗粒有很大贡献.点位 I 和点位 II 中有机颗粒的粒子数分数基本相同,为 10%~20%.

表 2 单颗粒粒子数分数
Table 2 Particle number fraction of single particle

采样点	样品编号	单颗粒数量	粒子数分数/%		
			烟尘颗粒	有机颗粒	非碳质颗粒
点位 I	A1	258	55.4	12.0	32.6
	A2	260	47.3	15.8	37.0
	A3	223	38.6	18.8	42.6
点位 II	B1	101	20.8	17.8	61.4
	B2	163	28.2	18.4	53.4
	B3	164	28.7	17.1	54.3
	B4	230	30.9	14.8	54.3

2.2 非碳质颗粒形貌和元素组分特征

2.2.1 非碳质颗粒的形貌特征及相对含量

非碳质颗粒除了 C 和 O 以外,还包含 Na, Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, Fe 和 Cu 等元素.根据

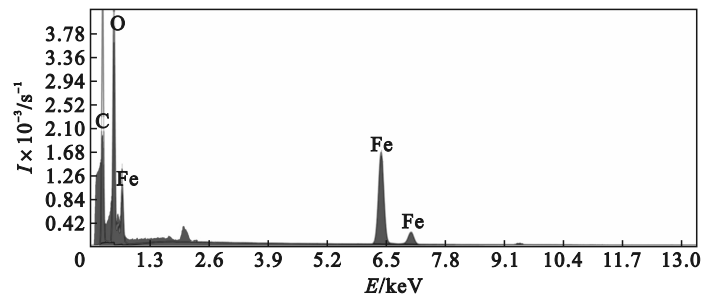
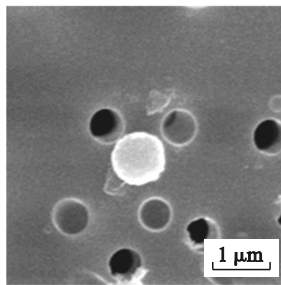
非碳质颗粒的形貌可进一步分为球形飞灰颗粒和不规则矿物颗粒.本文实验中的飞灰颗粒大部分表面光滑,少部分会与其他颗粒物聚集在一起.图 3a 为在点位 I 采集的飞灰,根据 EDX 图像

可以得到此颗粒为 Fe 质飞灰. 图 3b 为在点位 II 采集的飞灰, 其能谱图表示该颗粒为 Si+Al 飞灰.

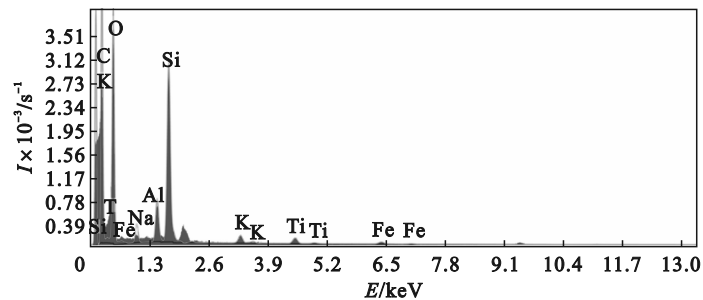
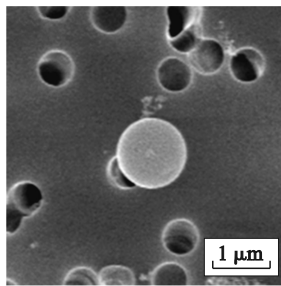
在点位 I 中, 飞灰在非碳质颗粒中的粒子数分数为 8.0%, 在点位 II 中的粒子数分数为 2.5%. 有研究表明, 大气气溶胶中的飞灰主要来自工业过程中的燃烧^[24]. 本研究点位 I 中飞灰颗粒的粒子数分数高于点位 II, 由于实验采样点附近没有大型的工业燃烧源, 因此道路环境下飞灰的来源可能与机动车相关. 这与以往研究结果相似, 例如, Jose 等^[25]在帕拉尔河大桥观测到大量球形颗粒, 并且在 502 国道、旧公交车站和 75 号高速公

路都观测到球形颗粒, 而且这些球形颗粒并非来自工业燃烧. Al-Shidi 等^[26]也在阿曼的马斯喀特等 3 个不同城市拥挤道路采样点观察到球形飞灰颗粒. 因此, 点位 I 中的飞灰颗粒有一部分可能来自机动车排放.

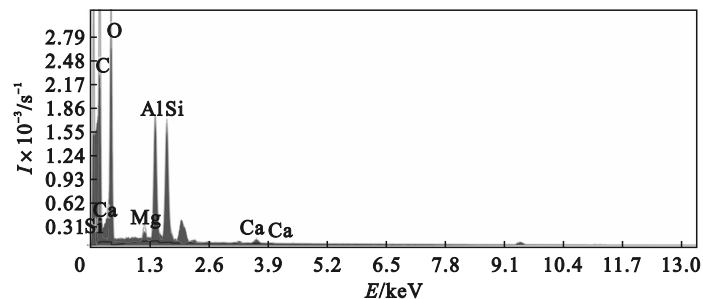
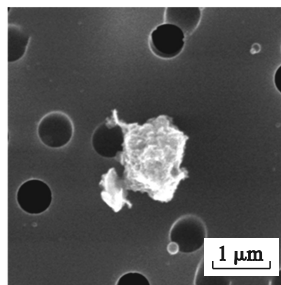
除球形飞灰外, 其他不规则颗粒统称为不规则矿物颗粒. 大气中的不规则矿物颗粒主要来源于扬尘. 本次实验统计后发现, 不规则矿物颗粒占绝大多数, 这些不规则矿物颗粒没有特定的几何形态, 在扫描电镜下显示出的颗粒尺寸范围变化较大.



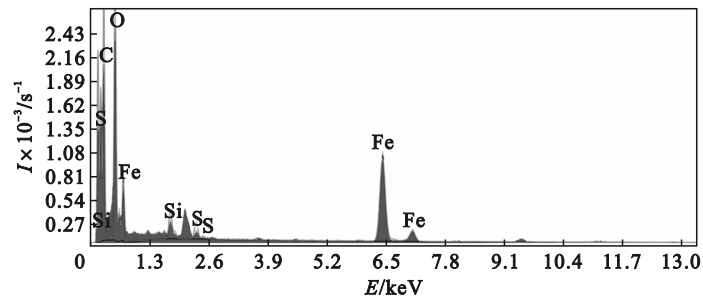
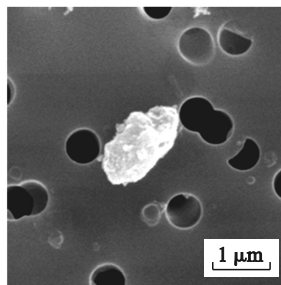
(a)



(b)



(c)



(d)

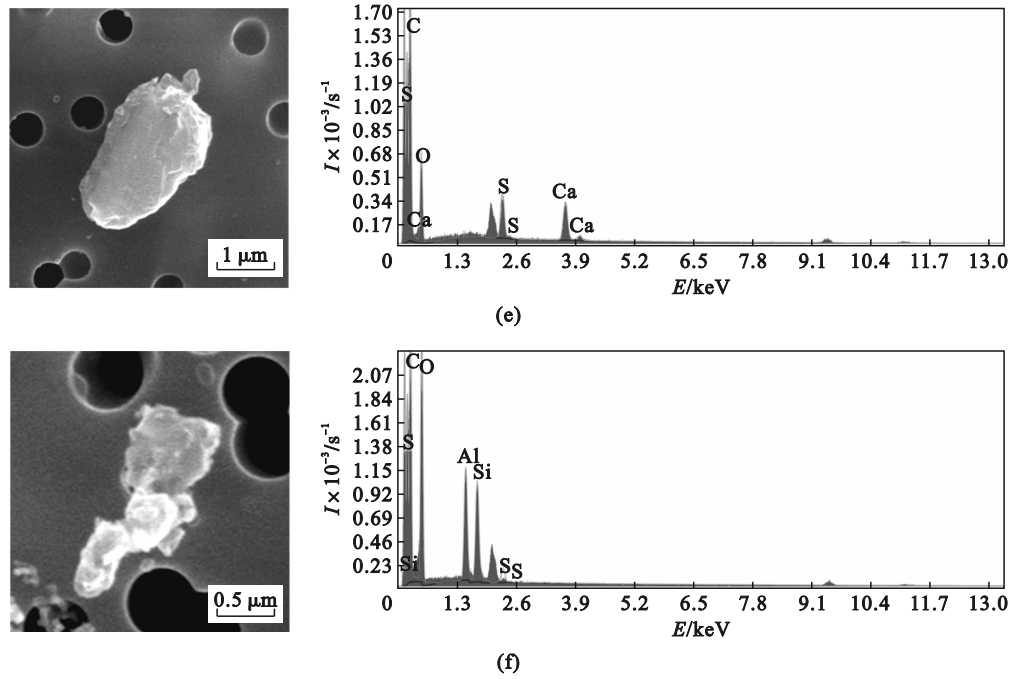


图 3 飞灰和不规则矿物颗粒的形貌和元素组分

Fig. 3 Morphology and elemental composition of fly ash and irregular mineral particles

(a)一点位 I 采集的 Fe 质飞灰; (b)一点位 II 采集的 Si+Al 飞灰; (c)一点位 II 采集的 Si+Al 矿物;
(d)一点位 I 采集的 Fe 质矿物; (e)一点位 II 采集的 Ca+S 矿物; (f)一点位 II 采集的 Al+Si 矿物.

2.2.2 不规则矿物颗粒的元素富集类型

基于能谱数据,可利用颗粒物所含的 11 种主要元素 (Na, Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, Fe, Cu) 对单颗粒中的不规则矿物颗粒进行更细致的分类,将其划分为 9 种类型^[27]. 具体分类方法采用 Okada 等^[28]的方案,主要步骤如下:

①使用元素的权重公式为

$$w(X) = \frac{m(X)}{m(\text{Na} + \text{Mg} + \text{Al} + \text{Si} + \text{S} + \text{Cl} + \text{K} + \text{Ca} + \text{Ti} + \text{Fe} + \text{Cu})} \times 100\% \quad (1)$$

式中: X 为 Na, Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, Fe, Cu 11 种元素之一; $w(X)$ 表示元素 X 在 11 种元素中的质量分数, $w(X)$ 数值中最大所对应的元素命名为富 X 元素; $m(X)$ 表示元素 X 的质量.

②依据 $w(X)$ 的数值可以进一步分类:若 $w(X) > 65\%$, 则可以将此元素命名为 X 质颗粒;若 $w(X) < 65\%$, 则依据 $w(X)$ 数值中第二大的元素将颗粒命名为“ $X+Y$ ”颗粒(X 为质量分数最大的元素, Y 为质量分数第二大的元素). 统计结果如表 3 所示.

表 3 不规则矿物颗粒的元素富集类型

Table 3 Types of elemental enrichment of irregular mineral particles

颗粒类型	(质量分数 平均值±标准差)/%		颗粒数		粒子数分数/%		
	点位 I	点位 II	点位 I	点位 II	点位 I	点位 II	
Si 质	Si(84.3±10.5)	Si(90±7)	12	24	4.7	6.9	
Si+Al	Si(45.4±8.6), Al(25.8±6.9)	Si(41.9±7.7), Al(27.1±6.6)	71	128	28.1	36.7	
Si+Na	Si(37.9±10), Na(23.5±4.2)	Si(41.2±9.5), Na(24.8±4.6)	23	35	9.1	10.0	
富 Si	Si+Ca	Si(31.5±7.5), Ca(20.9±3.7)	Si(34.7±6.2), Ca(23±5)	12	13	4.7	3.7
	Si+Mg	Si(33.7±4.7), Mg(23±3.9)	Si(35.8±10.7), Mg(26.2±9)	6	12	2.4	3.4
	Si+Fe	Si(36.3±14), Fe(18.7±4.6)	Si(35.3±7.8), Fe(29.9±4.5)	6	5	2.4	1.4
	Si+S	Si(24.4), S(17.9)	—	1	—	0.4	—
Ca 质	Ca(86.8±9.9)	Ca(82.3±9.4)	13	19	5.1	5.4	
Ca+Si	Ca(43.5±10), Si(23±5.3)	Ca(42.5±11.4), Si(23±5.7)	14	24	5.5	6.9	
富 Ca	Ca+Mg	Ca(36.4±10.8), Mg(33.5±10.7)	Ca(43.6±8.1), Mg(37.2±7.7)	10	5	4.0	1.4
	Ca+S	Ca(42.2±4.1), S(29.6±5.2)	Ca(53.4±7.6), S(37.6±4.6)	6	5	2.4	1.4
	Ca+其他	—	—	4	6	1.6	1.7

续表 3

颗粒类型	(质量分数 平均值±标准差)/%		颗粒数		粒子数分数/%	
	点位 I	点位 II	点位 I	点位 II	点位 I	点位 II
Fe 质	Fe(85.2±8.9)	Fe(84.8±8.4)	34	22	13.4	6.3
Fe+Si	Fe(47.5±5.5), Si(17.7±5.5)	Fe(41.6±10.6), Si(23.1±4.3)	4	6	1.6	1.7
富 Fe	Fe+Cu	Fe(42.9±6.5), Cu(16.4±2.6)	4	—	1.6	—
	Fe+Ti	Fe(46.9±8.9), Ti(19±2.6)	4	—	1.6	—
	Fe+其他	—	2	4	0.8	1.1
Al 质	Al(82.8±8.8)	Al(91.3)	3	1	1.2	0.3
富 Al	Al+Si	Al(44.5±4.1), Si(40.6±2.5)	6	14	2.4	4.0
	Al+Fe	—	—	1	—	0.3
Na 质	—	Na(79±11.1)	—	5	—	1.4
Na+Ca	Na(23.9±0.6), Ca(21.2±0.1)	Na(27.6±5), Ca(25.9±5.7)	2	2	0.8	0.6
Na+Si	Na(22.2), Si(19.4)	Na(28.7±6.9), Si(20.6±0.7)	1	4	0.4	1.1
富 Na	Na+S	Na(40.4), S(18.6)	1	2	0.4	0.6
	Na+Ti	Na(21.8), Ti(17.9)	1	—	0.4	—
	Na+Mg	—	—	2	—	0.6
	Na+Cl	—	—	2	—	0.6
Mg 质	Mg(100)	Mg(96.2±2.8)	1	3	0.4	0.9
富 Mg	Mg+Ca	Mg(50.9±0.1), Ca(49.1±0.1)	2	2	0.8	0.6
	Mg+Si	Mg(30.9±0.9), Si(25.6±1.5)	2	1	0.8	0.3
其他	—	—	8	2	3.2	0.6
总计	—	—	253	349	100	100

在所有不规则矿物颗粒中,富 Si 颗粒在点位 I 和点位 II 的粒子数分数最高(点位 I 为 51.8%, 点位 II 为 62.1%),其中 Si+Al 矿物粒子数分数最大,其主要来源是地表扬尘;2 个点位的富 Ca 颗粒粒子数分数也基本相同.但 2 个点位的富 Fe 颗粒粒子数分数相差较大,其中在点位 I 中粒子数分数为 19.0%,在点位 II 中粒子数分数为 9.1%.特别是 Fe 质颗粒的粒子数分数相差较大,在点位 I 中粒子数分数为 13.4%,在点位 II 中粒子数分数为 6.3%.类似的,Longoria-Rodríguez 等^[29]在车辆交通繁忙的站点发现了相对较多的 Fe,研究发现富 Fe 不规则颗粒中含有少量的 Al 和 Mg 元素,其与机动车制动器磨损有关,并且这类颗粒物的拉曼光谱与赤铁矿($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$)相吻合.Pattammattel 等^[30]在洛杉矶市区的站点中也发现了比较丰富的 Fe,并对 Fe 的氧化物来源进行分析,表明磁铁矿(Fe_3O_4)来自于制动器的磨损,磁铁矿颗粒可能经过表面氧化为赤铁矿(或磁赤铁矿)或铁水体.Švábenská 等^[31]将制动器磨损颗粒的化学成分与刹车片和制动盘的成分进行比较分析,结果表明磨损颗粒的化学成分与刹车片的成分相似.机动

车磨损颗粒中主要含有铁屑和氧化铁颗粒等含铁化合物.Zhang 等^[32]通过实验室模拟,结果表明无论是燃油车还是新能源车,其在制动情况下刹车片产生的颗粒中含量最高的都是富 Fe 颗粒.因此 Fe 可能主要来自于机动车制动器磨损.

3 结 论

1) 运用扫描电子显微镜对采集的单颗粒进行分析,道路环境大气气溶胶中烟尘颗粒的粒子数分数(47.1%)要远远高于远离城市道路的校园内烟尘颗粒的粒子数分数(27.1%).机动车尾气是大气环境中烟尘颗粒的重要来源之一.

2) 在大气气溶胶的非碳质颗粒分类中,道路环境气溶胶飞灰的粒子数分数(8.0%)高于校园内飞灰的粒子数分数(2.5%).道路环境中的飞灰颗粒可能由机动车产生.

3) 在道路环境和校园环境中,矿物颗粒均以富 Si 颗粒为主.2 个点位的富 Ca 颗粒粒子数分数基本相当,但富 Fe 颗粒粒子数分数差异显著:点位 I 为 19.0%,远高于点位 II 的 9.1%.Fe 质颗粒也

呈现相同的差异趋势,点位 I 的粒子数分数是 13.4%,而点位 II 的粒子数分数仅为 6.3%。机动车制动器磨损产生的 Fe 质颗粒可能是大气中 Fe 的一个重要的来源。

参考文献:

- [1] 盛涛,潘骏,段玉森,等.上海市典型交通环境空气污染特征[J].中国环境科学,2019,39(8):3193-3200.
(Sheng Tao, Pan Jun, Duan Yu-sen, et al. Study on characteristics of typical traffic environment air pollution in Shanghai[J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(8): 3193-3200.)
- [2] 高成康,许庆江,邢玉红,等.冬季低温地区道路移动源大气污染物排放清单[J].东北大学学报(自然科学版),2019,40(9):1343-1349.
(Gao Cheng-kang, Xu Qing-jiang, Xing Yu-hong, et al. Emission inventory of atmospheric pollutants from on-road vehicles in low-temperature areas in winter[J]. *Journal of Northeastern University (Natural Science)*, 2019, 40(9): 1343-1349.)
- [3] Azhari A, Halim N D A, Mohtar A A A, et al. Evaluation and prediction of PM₁₀ and PM_{2.5} from road source emissions in Kuala Lumpur City centre[J]. *Sustainability*, 2021, 13(10): 5402.
- [4] Lin Y C, Li Y C, Amesho K T T, et al. Filterable PM_{2.5}, metallic elements, and organic carbon emissions from the exhausts of diesel vehicles[J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2020, 20(6): 1319-1328.
- [5] Luo Z Y, Wang Y, Lyu Z F, et al. Impacts of vehicle emission on air quality and human health in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 813: 152655.
- [6] Wang H K, He X J, Liang X Y, et al. Health benefits of on-road transportation pollution control programs in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2020, 117(41): 25370-25377.
- [7] Tong R P, Liu J F, Wang W, et al. Health effects of PM_{2.5} emissions from on-road vehicles during weekdays and weekends in Beijing, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, 223: 117258.
- [8] Wang P, Zhang R H, Sun S D, et al. Aggravated air pollution and health burden due to traffic congestion in urban China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2023, 23(5): 2983-2996.
- [9] Choma E F, Evans J S, Gómez-Ibáñez J A, et al. Health benefits of decreases in on-road transportation emissions in the United States from 2008 to 2017[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2021, 118(51): e2107402118.
- [10] Bastos J, Marques P, Batterman S A, et al. Environmental impacts of commuting modes in Lisbon: a life-cycle assessment addressing particulate matter impacts on health[J]. *International Journal of Sustainable Transportation*, 2019, 13(9): 652-663.
- [11] Zelasky S E, Buonocore J J. The social costs of health-and climate-related on-road vehicle emissions in the continental United States from 2008 to 2017[J]. *Environmental Research Letters*, 2021, 16(6): 065009.
- [12] Doğan G T, Alp K. The effects of technological developments in transportation vehicles on air pollution mitigation of metropolitan cities: a case study of Istanbul[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912: 168996.
- [13] Wang S, Wang Q Q, Zhu S H, et al. Hourly organic tracers-based source apportionment of PM_{2.5} before and during the Covid-19 lockdown in suburban Shanghai, China: insights into regional transport influences and response to urban emission reductions[J]. *Atmospheric Environment*, 2022, 289: 119308.
- [14] Huang H, Zhang J J, Hu H, et al. On-road emissions of fine particles and associated chemical components from motor vehicles in Wuhan, China[J]. *Environmental Research*, 2022, 210: 112900.
- [15] Mellado D, Giuliani D, Demetrio P M, et al. Influence of vehicular emissions on the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban and industrial areas of La Plata, Argentina[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, 194(11): 822.
- [16] Zhang Q J, Mao H J, Zhang Y J, et al. Characterization of PM-bound heavy metal at road environment in Tianjin: size distribution and source identification[J]. *Atmosphere*, 2021, 12(9): 1130.
- [17] Jandacka D, Durcanska D, Cibula R. Concentration and inorganic elemental analysis of particulate matter in a road tunnel environment (Žilina, Slovakia): contribution of non-exhaust sources[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 952577.
- [18] Jose J, Srimuruganandam B. Investigation of road dust characteristics and its associated health risks from an urban environment[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, 42(9): 2819-2840.
- [19] 李利霞,牛之建,王红果.扫描电子显微镜在大气颗粒物研究中的应用[J].环境科学与技术,2022,45(sup1):329-336.
(Li Li-xia, Niu Zhi-jian, Wang Hong-guo. Application of scanning electron microscope in the study of atmospheric particulate matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 45(sup1): 329-336.)
- [20] Shao L Y, Li J, Zhang M Y, et al. Morphology, composition and mixing state of individual airborne particles: effects of the 2017 action plan in Beijing, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 329: 129748.
- [21] Li D X, Yue W S, Gong T C, et al. A comprehensive SERS, SEM and EDX study of individual atmospheric PM_{2.5} particles in Chengdu, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 883: 163668.
- [22] Mahapatra P S, Panda U, Mallik C, et al. Chemical, microstructural, and biological characterization of wintertime PM_{2.5} during a land campaign study in a coastal city of eastern India[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2021, 12(9): 101164.
- [23] Khobragade P P, Vikram A A. Chemical and morphological characterization of PM_{2.5} samples collected over an urban industrial region Raipur, Chhattisgarh[J]. *Acta Geophysica*, 2023, 71(6): 3057-3076.
- [24] Ou J P, Zheng L G, Tang Q, et al. Source analysis of heavy metals in atmospheric particulate matter in a mining city[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2022, 44(3): 979-991.
- [25] Jose J, Srimuruganandam B. Application of micro-morphology in the physical characterization of urban road dust[J]. *Particology*, 2021, 54: 146-155.
- [26] Al-Shidi H K, Sulaiman H, Alrubkhi S M. Mass concentration and morphological analysis of PM₁₀ and PM_{2.5} particles in congested roads during day hours in three major cities of Oman[J]. *International Journal of Environmental Health Research*, 2022, 32(4): 738-751.
- [27] 王文华,邵龙义,李泽熙,等.2013年1月京津唐地区霾事

- 件气溶胶单颗粒形貌及硫酸盐化特征[J]. 岩石矿物学杂志, 2015, 34(6): 914-924.
(Wang Wen-hua, Shao Long-yi, Li Ze-xi, et al. Morphologies and sulfation characteristics of individual aerosol particles in the haze episode over the Beijing—Tianjin—Tangshan area in January 2013 [J]. *Acta Petrologica et Mineralogica*, 2015, 34(6): 914-924.)
- [28] Okada K, Qin Y, Kai K J. Elemental composition and mixing properties of atmospheric mineral particles collected in Hohhot, China[J]. *Atmospheric Research*, 2005, 73(1/2): 45-67.
- [29] Longoria-Rodríguez F E, González L T, Mancilla Y, et al. Sequential SEM-EDS, PLM, and MRS microanalysis of individual atmospheric particles: a useful tool for assigning emission sources[J]. *Toxics*, 2021, 9(2): 37.
- [30] Pattammattel A, Leppert V J, Aronstein P, et al. Iron speciation in particulate matter (PM_{2.5}) from urban Los Angeles using spectro-microscopy methods [J]. *Atmospheric Environment*, 2021, 245: 117988.
- [31] Švábenská E, Roupčová P, Schneeweiss O. Spectroscopic methods in the analysis of wear particles [J]. *Chemical Papers*, 2023, 77(12): 7319-7329.
- [32] Zhang Q J, Yin J W, Fang T G, et al. Regenerative braking system effectively reduces the formation of brake wear particles [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133350.

(上接第 131 页)

- [12] Abdalazeez A, Li T L, Wang W J, et al. A brief review of CO₂ utilization for alkali carbonate gasification and biomass/coal co-gasification: reactivity, products and process [J]. *Journal of CO₂ Utilization*, 2021, 43: 101370.
- [13] Zhou H D, Xu K L, Yao X W, et al. Investigation of the co-pyrolysis characteristics and gas emission properties of spent bleaching earth and biomass in a thermogravimetric analyser and a fixed bed reactor [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2024, 189: 736-744.
- [14] Hou A, Wang Z, Song W L, et al. Thermogravimetric analysis on gasification reactivity of Hailar lignite: influence of inherent mineral matters and external ash [J]. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2012, 109(1): 337-343.
- [15] 姚锡文, 许开立, 闫放, 等. 不同农业生物质废弃物的热解特性及动力学对比[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2016, 37(11): 1593-1597.
(Yao Xi-wen, Xu Kai-li, Yan Fang, et al. Comparative study on pyrolysis characteristics and dynamics characteristics of different agriculture biomass wastes [J]. *Journal of Northeastern University (Natural Science)*, 2016, 37(11): 1593-1597.)
- [16] 周浩东. 生物质热解气化特性及残余灰分沾污结渣规律研究[D]. 沈阳: 东北大学, 2021.
(Zhou Hao-dong. Investigation on pyrolysis and gasification characteristics of biomass and on fouling and slagging law of residual ashes [D]. Shenyang: Northeastern University, 2021.)
- [17] 徐卫, 孙宁, 应浩, 等. 木屑炭高温 CO₂ 气化特性研究 [J]. 生物质化学工程, 2017, 51(5): 49-53.
(Xu Wei, Sun Ning, Ying Hao, et al. Characteristics of high-temperature carbon dioxide gasification of sawdust-derived char [J]. *Biomass Chemical Engineering*, 2017, 51(5): 49-53.)