唐梦雪,黄晓锋,何冬一,等.基于多级粒径段观测的大气二次有机气溶胶形成途径研究 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):612-617.
Tang M X, Huang X F, He D Y, et al. Research on the atmospheric secondary organic aerosol formation pathways based on multi-stage size-resolved observations [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):612-617.

基于多级粒径段观测的大气二次有机气溶胶形成途径研究

唐梦雪,黄晓锋*,何冬一,冯 凝,何凌燕 (北京大学深圳研究生院,环境与能源学院,城市人居环境科学与技术实验室,广东 深圳 518055)

摘要：为了探究大气二次有机气溶胶(SOA)的粒径分布及形成途径,在成都开展了大气分粒径颗粒物采样.结果发现,大气颗粒物粒径呈双峰分布,以细颗粒为主,峰值位于 0.56~1.0μm 和 3.2~5.6μm.有机物在细模态和粗模态中均占比最高,SO_4^{2-}、NH_4^+、K^+等主要分布于细模态,NO_3^-、Ca^{2+}和 Mg^{2+}则集中于粗模态,表明粗颗粒物受土壤尘影响显著.来源解析显示, SOA 为总有机物的主要贡献组分(67%).相关性分析发现,细模态 SOA 与 SO_4^{2-}、NH_4^+显著相关,粗模态 SOA 则与 Ca^{2+}、Mg^{2+}及水溶性 Fe 呈正相关,表明粗模态 SOA 的形成与包含了过渡金属元素铁的土壤尘的非均相反应有关.不同粒径中 pH 值、气溶胶含水量与 SOA 相关性表现出差异,反映出其在 SOA 形成中的复杂复合作用.

关键词：二次气溶胶；细颗粒物；粗颗粒物；土壤尘；水溶性金属元素
中图分类号：X513 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0612-06

Research on the atmospheric secondary organic aerosol formation pathways based on multi-stage size-resolved observations.

TANG Meng-xue, HUANG Xiao-feng*, HE Dong-yi, FENG Ning, HE Ling-yan (Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：612~617

Abstract：To investigate the particle size distribution and formation pathways of atmospheric secondary organic aerosols (SOA), size-resolved aerosol sampling was conducted in Chengdu. The results revealed a bimodal distribution dominated by fine particles, with mass concentration peaks observed at 0.56~1.0μm and 3.2~5.6μm. Organic matter was the most abundant component in both fine and coarse modes. SO_4^{2-}, NH_4^+, and K^+ were mainly present in the fine mode, while NO_3^-, Ca^{2+}, and Mg^{2+} were enriched in the coarse mode, indicating a strong influence of soil dust on coarse particles. Source apportionment showed that SOA accounted for 67% of the total organic matter. Correlation analysis revealed that fine-mode SOA was significantly associated with SO_4^{2-} and NH_4^+, while coarse-mode SOA was positively correlated with Ca^{2+}, Mg^{2+}, and water-soluble Fe, suggesting that the formation of coarse mode SOA was related to the heterogeneous reaction of soil dust containing transition metal element Fe. The differing correlations of pH and aerosol liquid water content with SOA across particle sizes highlight their complex and combined roles in SOA formation.

Key words：secondary organic aerosol(SOA)；fine particles；coarse particles；soil dust；water-soluble metal elements

大气颗粒物的粒径是表征气溶胶物理化学特性及其环境行为的重要指标之一[1].由于不同粒径颗粒物在来源、化学反应路径以及环境影响方面存在显著差异,深入开展颗粒物粒径分布特征研究具有重要的科学意义[2-3].在颗粒物的组成中,二次有机气溶胶(SOA)是一类关键污染组分,不仅对大气颗粒物负荷具有重要贡献,还会对气候变化、人类健康产生显著影响[4].近年来,随着污染治理政策的持续推进,一次有机物排放显著减少,SOA 在 $PM_{2.5}$ 中占比较高(30%~77%)[5],逐渐成为区域和城市大气复合污染的重要组成部分.

目前,已有大量研究聚焦于 $PM_{2.5}$ 及以下细颗粒物中 SOA 的生成机制,主要关注气态挥发性有机物(VOCs)与氧化剂(如·OH、O_3 和 NO_3)的反应过程,包括气相氧化、气-粒转化以及后续的液相和非均相反应[6-7].然而,关于 SOA 在更大粒径范围,尤其是粗粒子中的形成机制研究仍有限,相关化学过程常被忽略.最近的研究表明 SOA 在粗颗粒中亦具有不可忽视的质量贡献,特别是在土壤尘和海盐的影响下[8-10].由于粗颗粒的化学环境不同于细颗粒物,如酸碱度、含水量、碱性离子及金属离子等因素,这些都可能导致不同的 SOA 形成途径.先前的研究发现,生物源含氧有机气溶胶(OOA)主要分布在粗颗粒

收稿日期：2025-07-05
基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFC3701002)
* 责任作者, 教授, huangxf@pku.edu.cn

中,可能源于土壤粉尘和生物源挥发性有机物之间的多相反应[11].有研究发现含硫有机气溶胶主要以粗模式存在,这表明细粒子中 SO_2、硫酸盐颗粒的非均相/多相反应无法完全解释粗颗粒物中高含硫有机气溶胶的存在,而其与地壳金属元素密切相关,应考虑矿物粉尘上的界面反应[12].因此,全面了解细颗粒和粗颗粒之间 SOA 形成机制的差异对准确表征 SOA 的形成和演化至关重要,并且有助于空气质量模型更好地模拟 SOA 的演变.

由于测量技术的限制,目前具有粒径分辨能力的颗粒物观测有限,导致对目前大气颗粒物的粒径分布特征认识仍存在不足.此外,大气环境中 SOA 生成机制复杂,会随颗粒粒径发生变化.因此,本研究在成都市彭州开展大气分粒径颗粒物采样,重点探讨不同粒径段的颗粒物组分差异以及 SOA 形成机制,揭示 SOA 的生成和演化过程,以期为大气颗粒物精细化污染控制和政策制定提供参考.

1　材料和方法

1.1　观测概况

本研究观测点位位于成都市彭州(31.04°N, 103.92°E),彭州地处四川盆地的西北部,向西 8km 处为龙溪虹口国家自然保护区,背靠绵延的龙门山脉,山、丘、坝俱全,受到土壤粉尘影响,是理想的土壤粉尘来源采样点位.采集日期为 2021 年 8 月 2 日~2021 年 8 月 20 日.本研究采用微孔均匀沉积式多级碰撞采样器(Micro-orifice Uniform Deposit Impactor,MOUDI, Model 110,MSP Co., USA),其空气动力学直径切割点分别为 0.056, 0.1, 0.18, 0.32, 0.56, 1.0, 1.8, 3.2, 5.6, 10 及 18μm,使用特氟龙滤膜采集分级气溶胶样品,以 1.8μm 作为细模态(fine mode)与粗模态(coarse mode)的分界标准.采样流量为 30L/min,每张膜的采样时长为 48h,共采集 9 套膜样品.采样时间内平均环境温度为 26.0℃,平均 RH 为 80%.

1.2　化学分析

通过采样前后滤膜在恒温恒湿的超净工作台中的质量差测定样品质量.之后使用 20mL 高纯去离子水对滤膜进行冰水超声提取 30min,用 5mL 的注射器套上 0.45μm 过滤头过滤超声完毕的溶液,进行后续分析.其中无机离子(Cl^-、SO_4^{2-}、NO_3^-、NH_4^+、Na^+、K^+、Mg^{2+}、Ca_{2+})通过离子色谱系统(ICS-6000, Dionex,USA)分析.水溶性有机碳(WSOC)通过总有机碳分析仪(N/C 3100,Analytik Jena AG,Germany)定量.水溶性金属元素采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS,Bruker auroraM90,Germany)测定.利用超声雾化器与长飞行时间气溶胶质谱仪(Nebulizer-Long-ToF-AMS,Aerodyne Research Inc.,USA)测定有机物浓度,有机物的 O/C、H/C 和 OM/OC 信息,以及重要的质谱碎片(CO_2^+、$C_4H_9^+$、$C_2O_2^+$和$CH_2O_2^+$).由于 1.33 是氧原子和碳原子的摩尔质量之比,因此水溶性有机氧(WSOO)可根据 WSOO=WSOC·O/C×1.33 计算.

1.3　PMF 模型解析方法

采用美国 EPA PMF5.0 模型,正交矩阵因子分解法(PMF)对 WSOC 进行来源解析[13].使用 Nebulizer-Long-ToF-AMS 系统得到有机物碎片 m/z 57($C_4H_9^+$)和 m/z 44(CO_2^+),分别代表一次源颗粒有机物或氧化程度较低的 OOA 和二次源颗粒有机物.采用非海盐来源 K^+(nss-K^+)作为生物质燃烧排放有机颗粒物的示踪物.通过在 PMF 模型中输入共 90 个样本(9 套 10 级粒径)的 WSOC、WSOO、$C_4H_9^+$、nss-K^+、CO_2^+浓度,结合因子的 O/C 值,对 WSOC 的来源进行解析[11,14].

1.4　气溶胶酸度和含水量计算

使用 ISORROPIA Ⅱ模型计算气溶胶酸度(pH 值)和液态水含量(ALWC)[15-16].输入采样期间 Na^+、SO_4^{2-}、NH_4^+、NO_3^-、Cl^-、Ca^{2+}、K^+、Mg^{2+}、相对湿度和温度数据,使用“reverse”和“metastable”模式,输出包括不同相态中化学组分的浓度和气溶胶液相水含量,最后根据 H^+浓度和 ALWC 计算 pH 值.

2　结果和讨论

2.1　大气颗粒物粒径分布特征

由图 1 可见,0.056~18μm 粒径范围的大气颗粒物质量浓度为 23.2μg/m^3,细模态和粗模态分别为 13.4μg/m^3 和 9.8μg/m^3,分别占总质量的 58%和 42%,粗模态颗粒物浓度相对偏低.颗粒物粒径呈双峰型分布,峰值分别出现在 0.56~1.0μm 和 3.2~5.6μm. WSOC 在细模态和粗模态中均是最主要的颗粒物组分,细模态中浓度更高.其他无机离子在细模态和粗模态的分布有所差异.SO_4^{2-}和 NH_4^+主要分布在细

模态中,两者呈显著相关性(r=0.99, P<0.01),说明细颗粒物中 SO_4^{2-}和 NH_4^+主要是 SO_2 和 NH_3 通过气相氧化和非均相氧化产生,主要以$(NH_4)_2SO_4$ 的形式存在. NO_3^-、Ca^{2+}和 Mg^{2+}主要分布在粗模态中,NO_3^-和 Mg^{2+}、nss-Ca^{2+}具有明显相关性(r=0.70, r=0.70, P<0.01),表明粗模态硝酸盐的形成可能与土壤尘及矿物尘上的多相反应有关[17].与之前在成都市沙尘期间开展的研究一致, NO_3^-、Ca^{2+}和 Mg^{2+}主要存在于粗粒径段中,印证了粗模态成分受土壤尘影响的特征[18].

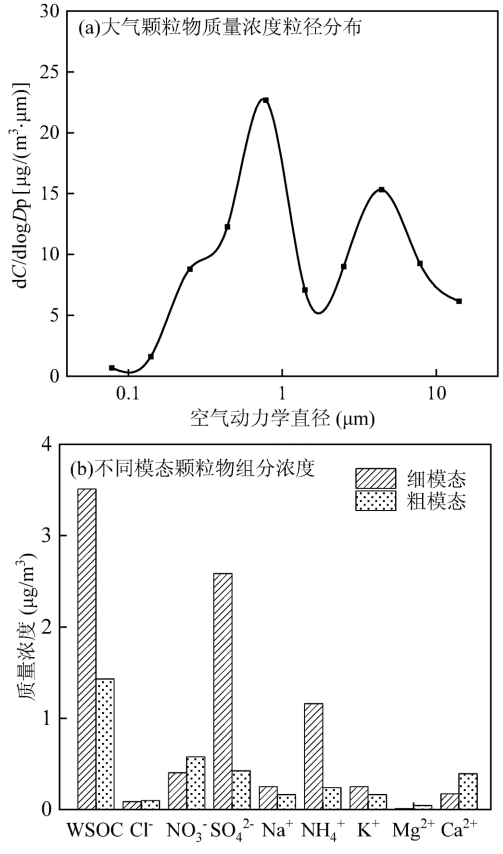


图 1 (a) 观测期间大气颗粒物质量浓度粒径分布及(b)细模态和粗模态中颗粒物组分浓度

Fig.1 (a) The particle size distribution of particulate mass concentration during the observational period, (b) concentrations of particulate matter components in fine and coarse particles

2.2 WSOC 的来源解析

利用 PMF 模型对 WSOC 进行解析,识别的来源有生物质燃烧有机碳(BBOC)、氧化程度越高的含氧有机碳(MO-OOC)、氧化程度越低的 OOC(LO-OOC).LO-OOC 和 MO-OOC 之和为氧化态有机碳(Oxygenated Organic Carbon,OOC),可以代表二次有机气溶胶(SOA)的特征[19-21].由图 2 可见,OOC 为主要贡献源,对总 WSOC 的贡献为 67%.LO-OOC、MO-OOC 和 BBOC 均主要分布在细模态中,分别占细模态 WSOC 的 56%、16%和 28%,在粗模态 WSOC 中的占比分别为 43%、20%和 37%.可见,氧化程度较低的有机物对细颗粒物和粗颗粒物具有重要贡献,生物质燃烧对粗模态颗粒物的重要性不可忽视,这与先前研究表明四川地区受到生物质燃烧影响一致[22-23].粗模态中 O/C 高于细模态(除 0.18μm 以下),这和粗模态中 MO-OOC 的占比提高有关.

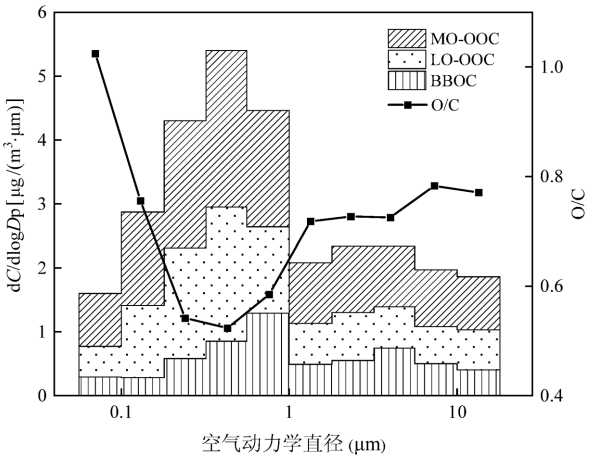


图 2 WSOC 中不同源组分及 O/C 粒径分布

Fig.2 The particle size distribution of different source components of WSOC and their O/C

2.3 SOA 的形成途径分析

为了探究 SOA 形成途径的有关因素,分析细模态和粗模态 OOC 及 O/C 与无机离子、pH 值、ALWC 的相关性(表 1).细模态 OOC 和 SO_4^{2-}、NH_4^+具有明显相关性(r=0.61, r=0.61, P<0.01),说明细颗粒中 OOC 的生成可能与 SO_4^{2-}和 NH_4^+存在相似的前体来源或氧化路径,表明其之间可能具有一定的协同生成机制.并且,硫酸铵还可作为 OOC 形成的种子,促进有机物的凝结,从而加速细模态 OOC 的累积与富集[24].细模态 O/C 与无机离子间均无显著相关,说明无机离子对有机物老化的影响较小.在粗模态颗粒物中,OOC 与 nss-Ca^{2+}、Mg^{2+}呈现正相关(r=0.54, r=0.48, P<0.01), Ca^{2+}和 Mg^{2+}均来自土壤尘,说明粗模态颗粒物中 OOC 的生成可能与土壤尘的反应有

关.粗模态 O/C 与 nss−Ca^{2+}、Mg^{2+}也具有一定相关性,说明粗模态中有机物老化也与土壤尘有关.

表 1　细模态和粗模态中 OOC 及其 O/C 与无机离子、pH 值、ALWC 的相关性

Table 1　The correlation coefficient (*r*) between OOC, O/C and inorganic ions, pH, ALWC in fine and coarse mode particles

模态	参数	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	Cl^-	Na^+	nss−K^+	Mg^{2+}	nss−Ca^{2+}	pH 值	ALWC
细模态	OOC	0.61**	0.10	0.61**	−0.12	−0.10	0.44**	0.31*	0.11	−0.40	0.42
	O/C	−0.17	−0.03	−0.21	−0.20	−0.06	−0.18	0.35*	0.27	0.55	−0.15
粗模态	OOC	0.21	0.39*	−0.35*	−0.19	−0.31	0.03	0.48**	0.54**	0.30	0.37
	O/C	0.22	0.21	−0.11	−0.13	−0.25	0.36*	0.38*	0.43*	0.10	0.46

注:**表示在0.01水平(双侧)上显著相关,*表示在0.05水平(双侧)上显著相关.

由图 3 可见,粗模态中 pH 值比细模态高,这是由于随着粒径的增大碱金属含量的增加,气溶胶 pH 值也随之增加.细模态 OOC 与 pH 值呈现负相关,而粗模态 OOC 与 pH 值呈现正相关,说明 pH 值对细模态和粗模态 OOC 形成的影响机制可能存在不同.气溶胶中的液态水不仅影响反应介质表面积也影响有机物的分配.细模态中 ALWC 具有更高浓度,这与细模态中吸湿性组分 SO_4^{2-}和 NH_4^+浓度更高相对应.细模态和粗模态中 OOC 与 ALWC 均具有正相关性,说明 ALWC 的增加对细颗粒和粗颗粒 SOA 的生成均具有一定的促进作用.细模态 O/C 与 pH 值具有更高的相关性,而粗模态 O/C 与 ALWC 相关性更高,可能是由于粗模态 ALWC 水平相对较低,从而使其成为限制粗模态有机物氧化过程的重要因素.可见,pH 值和 ALWC 对 SOA 形成具有复杂的复合调控作用.

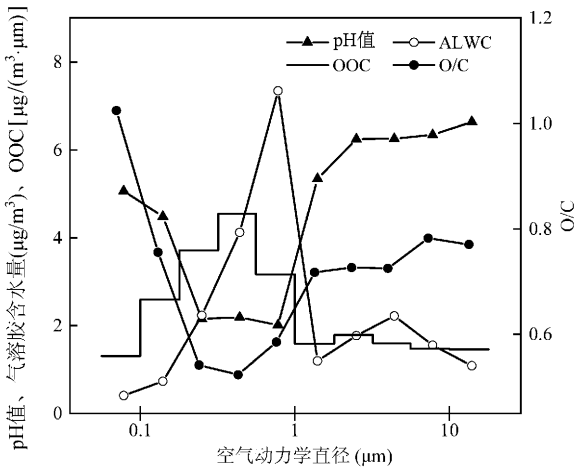


图 3　pH 值、ALWC、OOC 和 O/C 粒径分布

Fig.3　The particle size distribution of aerosol pH, ALWC, OOC, and O/C

为了研究 OOC 形成与水溶性金属元素的关系,分析了细模态和粗模态 OOC 与水溶性金属元素的相关性(图 4).细模态 OOC 与水溶性金属元素无显著相关性,粗模态 OOC 与 Fe(r=0.92, P<0.01)和 Al(r=0.95, P<0.01)呈显著相关.Fe 和 Al 是主要来自土壤灰尘或矿物飞灰的地壳元素[25].虽然研究表明 Fe、Cu 和 Mn 是气溶胶反应过程中具有催化活性的过渡金属元素[26-29],但本研究仅发现粗模态 OOC 和 Fe 具有相关性.粗模态 OOC 和 Al 的相关性可能是因为 Al 和 Fe 都属于地壳元素,具有同源性.结合 2.3 节中粗模态 OOC 形成与土壤尘关联的分析结果,可推测粗模态 SOA 生成源于 VOCs 及其氧化产物在土壤尘表面,特别是与其中的铁元素发生的非均相反应过程,先前研究也证明 Fe 离子在 SOA 的生成中发挥重要作用[30-33].

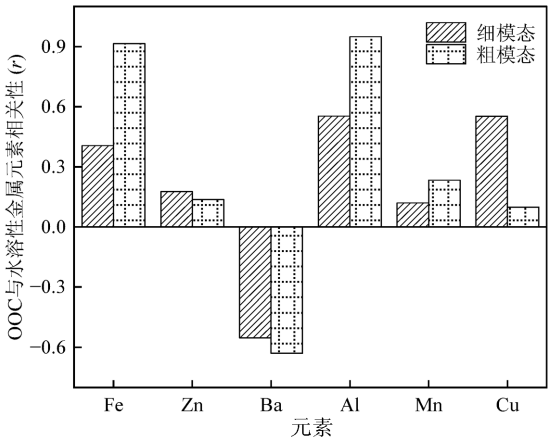


图 4　细模态和粗模态 OOC 与水溶性金属元素相关性(r)

Fig.4　Correlations between OOC and water−soluble metal elements in fine mode and coarse particles (r)

3　结论

3.1　彭州大气颗粒物粒径呈双峰型分布,峰值分别出现在 0.56~1.0μm 和 3.2~5.6μm. WSOC 在细模态和粗模态中均是最主要的颗粒物组分,主要集中在

细模态中.SO_4^{2-}、NH_4^+、K^+、Na_+、Cl^-主要分布在细模态中,NO_3^-、Ca^{2+}和 Mg^{2+}主要分布在粗模态中.粗颗粒物与土壤粉尘有关.

3.2 有机物的来源解析表明 OOC 为主要贡献源,对总 WSOC 的贡献为 67%.LO-OOC、MO-OOC 和 BBOC 均主要分布在细模态中. LO-OOC 对细颗粒物和粗颗粒物均具有重要贡献, BBOC 在粗颗粒物中占比升高,说明生物质燃烧对粗颗粒的重要性不可忽视.

3.3 细模态中 OOC 与 SO_4^{2-}和 NH_4^+显著相关,表明其可能来源于相似的前体物或氧化路径.粗模态 OOC 与 nss-Ca^{2+}、Mg^{2+}和水溶性 Fe 元素呈正相关,与其他非土壤尘金属无明显相关性,表明粗模态 SOA 与土壤尘中过渡金属元素铁相关的非均相反应有关.细模态和粗模态 OOC 与 pH 值呈现相反的相关性,与 ALWC 呈现正相关,体现出 pH 值与 ALWC 对 SOA 形成的复杂复合调控效应.

参考文献:

[1] Fussell J C, Franklin M, Green D C, et al. A review of road traffic-derived non-Exhaust particles: emissions, physicochemical characteristics, health risks, and mitigation measures [J]. Environmental Science & Technology, 2022,56(11):6813-35.

[2] Zhang D, Li Z, Wu H, et al. Analysis of aerosol particle number size distribution and source attribution at three megacities in China [J]. Atmospheric Environment, 2022,279:119114.

[3] Ridolfo S, Querol X, Karanasiou A, et al. Size distribution, sources and chemistry of ultrafine particles at Barcelona-El Prat Airport, Spain [J]. Environment International, 2024,193:109057.

[4] Jacobson M C, Hansson H C, Noone K J, et al. Organic atmospheric aerosols: Review and state of the science [J]. Reviews of Geophysics, 2000,38(2):267-294.

[5] Huang R J, Zhang Y, Bozzetti C, et al. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China [J]. Nature, 2014,514(7521):218-222.

[6] Odum J R, Hoffmann T, Bowman F, et al. Gas/Particle Partitioning and Secondary Organic Aerosol Yields [J]. Environmental Science & Technology, 1996,30(8):2580-2585.

[7] Wu L, Wu B, Ling Z, et al. Development of SOA modules in the WRF-Chem model and evaluation of the key formation pathways of SOA and associated health risk over mainland China [J]. Environment International, 2025,202:109662.

[8] Cheung K, Daher N, Kam W, et al. Spatial and temporal variation of chemical composition and mass closure of ambient coarse particulate matter ($PM_{10-2.5}$) in the Los Angeles area [J]. Atmospheric Environment, 2011,45(16):2651-2662.

[9] Xu W, Kuang Y, Liang L, et al. Dust-dominated coarse particles as a medium for rapid secondary organic and inorganic aerosol formation in highly polluted air [J]. Environmental Science & Technology, 2020,54(24):15710-15721.

[10] Beardsley R, Jang M, Ori B, et al. Role of sea salt aerosols in the formation of aromatic secondary organic aerosol: yields and hygroscopic properties [J]. Environmental Chemistry, 2013,10(3):167-177.

[11] Huang X F, Dai J, Zhu Q, et al. Abundant biogenic oxygenated organic aerosol in atmospheric coarse particles: plausible sources and atmospheric implications [J]. Environmental Science & Technology, 2019,54(3):1425-1430.

[12] Srivastava D, Daellenbach K R, Zhang Y, et al. Comparison of five methodologies to apportion organic aerosol sources during a PM pollution event [J]. Science of the Total Environment, 2021,757:143168.

[13] Paatero P. Least squares formulation of robust non-negative factor analysis [J]. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 1997,37(1):23-35.

[14] He D Y, Huang X F, Wei J, et al. Soil dust as a potential bridge from biogenic volatile organic compounds to secondary organic aerosol in a rural environment [J]. Environmental Pollution, 2022,298:118840.

[15] Nenes A, Pandis S N, Pilinis C. ISORROPIA: A new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosols [J]. Aquatic Geochemistry, 1998,4(1):123-152.

[16] Fountoukis C, Nenes A. ISORROPIA II: a computationally efficient thermodynamic equilibrium model for K^+; Ca^{2+}; Mg^{2+}; NH_4^+; Na^+; SO_4^{2+}; NO_3^-; Cl^-; H_2O aerosols [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2007,7(17):4639-4659.

[17] Putaud J P, Van Dingenen R, Dell'Acqua A, et al. Size-segregated aerosol mass closure and chemical composition in Monte Cimone (I) during MINATROC [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2004,4(4):889-902.

[18] 王碧菡,廖婷婷,蒋婉婷,等.成都市郊冬季一次大气重污染过程化学组分粒径分布特征 [J]. 环境化学, 2022,41(10):3323-3334.
Wang B H, Liao T T, Jiang W T, et al. The particle size distribution of chemical components during a heavy air pollution period in suburban Chengdu in winter [J]. Environmental Chemistry, 2022,41(10):3323-3334.

[19] Zhang Q, Worsnop D R, Canagaratna M R, et al. Hydrocarbon-like and oxygenated organic aerosols in Pittsburgh: insights into sources and processes of organic aerosols [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2005,5(12):3289-3311.

[20] Zhang Q, Jimenez J L, Canagaratna M R, et al. Ubiquity and dominance of oxygenated species in organic aerosols in anthropogenically-influenced Northern Hemisphere midlatitudes [J]. Geophysical Research Letters, 2007,34(13):L13801.

[21] Jimenez J L, Canagaratna M R, Donahue N M, et al. Evolution of organic aerosols in the atmosphere [J]. Science, 2009,326(5959):1525-1529.

[22] Zhou Y, Luo B, Li J, et al. Characteristics of six criteria air pollutants before, during, and after a severe air pollution episode caused by biomass burning in the southern Sichuan Basin, China [J]. Atmospheric Environment, 2019,215:116840.

[23] Luo J, Zhang J, Huang X, et al. Characteristics, evolution, and regional

differences of biomass burning particles in the Sichuan Basin, China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020,89:35−46.

[24] Huang M, Hao L, Gu X, et al. Effects of inorganic seed aerosols on the growth and chemical composition of secondary organic aerosol formed from OH−initiated oxidation of toluene [J]. Journal of Atmospheric Chemistry, 2013,70(2):151−164.

[25] Jickells T D, An Z S, Andersen K K, et al. Global iron connections between desert dust, ocean biogeochemistry, and climate [J]. Science, 2005,308(5718):67−71.

[26] Tong H, Lakey P S J, Arangio A M, et al. Reactive oxygen species formed in aqueous mixtures of secondary organic aerosols and mineral dust influencing cloud chemistry and public health in the Anthropocene [J]. Faraday Discussions, 2017,200(0):251−270.

[27] Chu B, Liggio J, Liu Y, et al. Influence of metal−mediated aerosol−phase oxidation on secondary organic aerosol formation from the ozonolysis and OH−oxidation of α−pinene [J]. Scientific Reports, 2017, 7(1):40311.

[28] Rush J D, Bielski B H J. Pulse radiolytic studies of the reaction of perhydroxyl/superoxide O_2^- with iron(II)/iron(III) ions. The reactivity of HO_2/O_2^- with ferric ions and its implication on the occurrence of the Haber−Weiss reaction [J]. The Journal of Physical Chemistry, 1985, 89(23):5062−5066.

[29] Wang L, Li K, Liu Y, et al. Significantly accelerated hydroxyl radical generation by Fe(III)–oxalate photochemistry in aerosol droplets [J]. The Journal of Physical Chemistry A, 2023,127(1):250−260.

[30] Kameel F R, Riboni F, Hoffmann M R, et al. Fenton oxidation of gaseous isoprene on aqueous surfaces [J]. Journal of Physical Chemistry C, 2014,118(50):29151−29158.

[31] Lv S Y, Liu Q Y, Chen J J, et al. Oxidation of isoprene by neutral iron oxide nanoclusters in the gas phase [J]. Journal of Physical Chemistry C, 2019,123(42):25949−25956.

[32] Fang T, Lakey P S J, Rivera−Rios J C, et al. Aqueous−phase decomposition of isoprene hydroxy hydroperoxide and hydroxyl radical formation by fenton−like reactions with iron ions [J]. Journal of Physical Chemistry A, 2020,124(25):5230−5236.

[33] Nguyen T B, Coggon M M, Flagan R C, et al. Reactive uptake and photo−fenton oxidation of glycolaldehyde in aerosol liquid water [J]. Environmental Science & Technology, 2013,47(9):4307−4316.

作者简介：唐梦雪(1996−),女,安徽池州人,北京大学深圳研究生院博士研究生,主要从事大气二次污染成因研究.发表论文 20 余篇.tangmx@pku.edu.cn.