·公共卫生与预防医学研究 ·

南京江宁大学城春季PM2.5污染特征及来源分析

刘 璐1,朱欢欢1,吉贵祥2,袁 琪3,张正东1,储海燕1*

'南京医科大学公共卫生学院,江苏 南京 211166;²生态环境部南京环境科学研究所,江苏 南京 210042;³南京市疾病预 防控制中心,江苏 南京 210003

[摘 要]目的:了解南京江宁大学城春季PM₂₅的污染特征及来源。方法:2018年3月15日—5月31日在南京医科大学江宁校区进行PM₂₅采样。分别使用热光碳分析仪、离子色谱仪、气相色谱串联质谱仪和能量色散X射线荧光光谱仪测定滤膜中碳质组分、水溶性离子、多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbon,PAH)和无机元素的含量。通过离子平衡分析、同分异构体比值法、主成分分析等方法进行源解析。结果:采样期间PM₂₅日平均质量浓度为70.24 µg/m³。*c*[有机碳(OC)]/*c*[元素碳(EC)]比值集中于2.24~10.60,提示PM₂₅来源于化石燃料燃烧,且受二次污染影响较大。水溶性离子中SO4²⁻、NO5⁻和NH4⁺含量较高,PM₂₅整体偏碱性。*c*(NO5⁻)/*c*(SO4²⁻)平均比值为0.65,表明采样点PM₂₅受煤炭燃烧等固定污染源的影响较大。中高环PAH在PM₂₅中含量较高,主成分分析结果提示污染主要来源于化石燃料燃烧、机动车尾气排放。无机元素中Fe、Cl、K、Al和Zn占总质量的82.98%,主成分分析结果提示化石燃料燃烧、机动车尾气排放、工业排放以及土壤扬尘是其主要来源。结论:南京江宁大学城PM₂₅污染较为严重,受化石燃料燃烧和机动车尾气排放影响最大。

[关键词] PM25;污染特征;源解析;南京江宁大学城

 [中图分类号] R122.7
 [文献标志码] A
 [文章编号] 1007-4368(2023)03-405-08

 doi:10.7655/NYDXBNS20230317
 [文章编号] 1007-4368(2023)03-405-08

Pollution characteristics and source apportionment of PM_{2.5} in Jiangning university town of Nanjing during spring

LIU Lu¹, ZHU Huanhuan¹, JI Guixiang², YUAN Qi³, ZHANG Zhengdong¹, CHU Haiyan^{1*}

¹School of Public Health, Nanjing Medical University, Nanjing 211166;²Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042; ³Nanjing Municipal Center for Disease Control and Prevention, Nanjing 210003, China

[Abstract] Objective: The current study aims to understand the characteristics and source apportionment of PM₂₅ from Jiangning university town of Nanjing during spring. **Methods**: Ambient PM₂₅ was collected from Jiangning campus of Nanjing Medical University between March 15th and May 31st in 2018. Thermal/optical carbon analyzer, ion chromatography, gas chromatography - mass spectrometer and energy dispersive X - ray fluorescence spectrometer were used to determine the concentration of carbonaceous components, water-soluble ions, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and inorganic elements, respectively. Source apportionment was conducted by ion balance analysis, diagnostic ratio method, principal component analysis (PCA), etc. **Results**: The average daily concentration of PM₂₅ was 70.24 µg/m³. The ratios of c [organic carbon (OC)]/c [elemental carbon (EC)] mainly were 2.24~10.60, indicating fossil fuel combustion source and secondary pollution. Water soluble ions mainly included SO₄²⁻, NO₃⁻ and NH₄⁺. The average ratio of c (NO₃⁻)/c (SO₄³⁻) was 0.65, indicating a coal combustion source. PAHs with 4~6 benzene rings were the most abundant. The results of PCA suggested a mixed coal, petroleum combustion, automobiles emissions source. Fe, Cl, K, Al and Zn were predominant in inorganic elements. **Conclusion**: PM₂₅ pollution is serious in the Jiangning university town of Nanjing. The main sources of PM₂₅ were the fossil fuel combustion and automobile emissions.

[Key words] PM₂₅; pollution characteristics; source apportionment; Jiangning university town of Nanjing

[J Nanjing Med Univ, 2023, 43(03): 405-412]

[**基金项目**] 江苏省高校自然科学研究项目(15KJB330002);健康江苏研究院项目 *通信作者(Corresponding author),E-mail;chy_grape@njmu.edu.cn 大气污染是危害公共健康的重要环境问题^[1]。 以细颗粒物(fine particulate matter, PM₂₅)为首要污染 物的灰霾污染事件频发^[2], PM₂₅污染已成为威胁我国 人民健康的首要危险因素^[3]。在一系列大气污染防 治举措下,我国PM₂₅污染状况虽有所改善,但仍维持 在较高水平,由其所引起的疾病负担亦不可忽视^[4-5]。

准确识别PM₂₅的来源是制定有效防制措施的 关键。PM₂₅在空气中悬浮时间长,易于吸附各种有 毒有害物质,其组成成分主要包括碳质组分、水溶 性离子、多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbon, PAH)以及无机元素等^[6-7]。近年来,我国学者陆续 探究了PM₂₅的时空分布特征^[8]、污染特征^[9-10]及来 源^[11]。南京是中国重要的工业基地、国家综合交通 枢纽,污染物来源多,污染成因复杂。江宁大学城 地处南京南部,人口密集。目前,针对南京市PM₂₅ 的污染特征以及源解析研究虽已取得了一定成效, 但局限于单一组分的检测及来源解析,且江宁大学 城PM₂₅污染特征尚不明确^[12-13]。综合PM₂₅不同组 分的来源解析有利于更全面地了解其污染特征,更 准确地识别其来源。

春季是支气管哮喘、变异性鼻炎等疾病高发的 季节。本研究采集 2018 年春季南京江宁大学城 PM₂₅,检测其碳质组分、水溶性离子、PAH以及无机 元素含量,并利用离子平衡分析、主成分分析等方 法对 PM₂₅来源进行解析,从而全面了解南京江宁大 学城春季 PM₂₅的污染特征及来源,为 PM₂₅污染的防 制提供依据。

1 材料和方法

1.1 材料

大容量总悬浮颗粒物采样器TH-1000C II 型 (武汉天虹仪器有限公司),大容量超声波清洗机 (深圳洁盟有限公司),双蒸水净化系统(Labconco公 司,美国),DRI Model 2001A 热光碳分析仪(沙漠研 究所,美国),Dionex ICS-3000 型离子色谱系统 (Thermo公司,美国),气相色谱串联质谱仪(Agilent 公司,美国),能量色散 X 射线荧光光谱仪(Malvern Panalytical公司,英国),水溶性离子混标(北京百灵 威科技有限公司),PAH混标(北京百灵威科技有限 公司)。

1.2 方法

1.2.1 PM_{2.5}采集

在2018年3月15日—5月31日,将南京医科大 学江宁校区学生宿舍楼(31.95°N,118.90°E)作为 采样点,距地高度约18m。该采样点位于南京市江 宁大学城,周边有江宁高新区、居民住宅区、交通干道 等,为典型的郊区站点。采用武汉天虹公司大容量总 悬浮颗粒物采样器TH-1000C II 型以1.05m³/min的 采样流量采集,每次24h,共采样42次,并记录平均 气温、湿度和标况体积。采样前后均需将滤膜置于 恒温恒湿空间24h,分析天平精确称重并记录采样 前后滤膜质量差,计算PM₂₅质量浓度。从中选择在 2018年5月11日—5月24日(5月13、14、20、21日采 样膜缺失)采集的玻璃纤维滤膜和石英膜各10张进 行组分分析。

1.2.2 碳质组分分析

使用 DRI Model 2001A 热光碳分析仪测定样品 中有机碳(organic carbon, OC)和元素碳(elemental carbon, EC)含量。采用两阶段 IMPROVE 程序升温 法:第一阶段在纯氦气环境中,于140℃、280℃、 480℃和580℃逐级加热石英膜,分别得到OC1、 OC2、OC3和OC4;第二阶段在含氧(2%)的氦气环境 中,于580℃、740℃和840℃逐级加热氧化分别生 成EC1、EC2和EC3。最后,使用火焰离子化检测器 定量检测 CO₂在还原炉中被还原为CH₄的量。OC碳 化生成裂解碳(organic pyrolytic carbon, OPC),使用 633 nm He-Ne 激光全程照射样品,测定 OPC 生成 量。样品中 OC 含量为(OC1+OC2+OC3+OC4+ OPC),EC含量为(EC1+EC2+EC3-OPC)。 1.2.3 水溶性离子分析

将采集有 PM_{2.5}样品的石英膜或空白石英膜剪 碎后置于 50 mL 离心管中,在 15 mL 去离子水中超 声提取 30 min。提取液经孔径为 0.22 μm 的滤膜过 滤。重复上述步骤一次,两次滤液合并。采用离子 色谱法(ion chromatography, IC)检测样品中 NH₄⁺、 Ca₂⁺、K⁺、Na⁺、Mg²⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻、PO₄⁻、Cl⁻、NO₂⁻和F⁻的 浓度。根据保留时间和峰面积分析样品中水溶性 离子浓度。

1.2.4 PAH类有机组分分析

将采集有 PM_{2.5}样品的玻璃纤维滤膜或空白玻 璃纤维滤膜剪碎后置于 150 mL 三角瓶中,在 100 mL 正己烷与二氯甲烷(V_{π已烷}:V_{二氟甲烷}=1:1)的混合试剂 中超声提取 30 min。使用孔径为 0.22 μm 的滤膜过 滤后重复上述步骤一次并将两次滤液合并。将提 取液转移至鸡心瓶中,在 40 ℃下浓缩至尽干,加入 1 mL 正己烷复溶后用气相色谱串联质谱仪(gas chromatography-mass spectrometer,GC-MS)检测 16种 PAH(萘、苊烯、苊、芴、蔥、菲、荧蔥、芘、苯并[a]蔥、 □ a, 本并[b] 荧蔥、苯并[k] 荧蔥、苯并[a] 芘、茚并[1,
2, 3-c, d] 芘、二苯并[a, h] 蔥和苯并[g, h, i] 苝) 的浓度。根据保留时间和峰面积分析样品中PAH浓度。
1.2.5 无机元素分析

剪取1个直径为47 mm、采集有 PM_{2.5}样品或空 白的石英滤膜片,通过能量色散 X 射线荧光光谱法 测定石英膜上磷(P)、铝(Al)、氯(Cl)、钾(K)、钪 (Sc)、钛(Ti)、钒(V)、铬(Cr)、锰(Mn)、铁(Fe)、钴 (Co)、镍(Ni)、铜(Cu)、锌(Zn)、镓(Ga)、砷(As)、硒 (Se)、溴(Br)、锶(Sr)、铅(Pb)、镉(Cd)、锡(Sn)和锑 (Sb)的含量。根据不同元素的 X 射线荧光强度计算 其含量,计算公式如式(1)所示。

$$\rho = \frac{(I - I_0) \times A}{b \times V} \tag{1}$$

式中:ρ代表样品中无机元素的含量(μg/m³); I代表样品中无机元素X射线荧光强度(cps);I₀代表 空白滤膜中无机元素X射线荧光强度(cps);A代表 滤膜上负载有颗粒物的面积(cm²);b代表校准曲线 斜率[cps/(μg/cm²)];V代表标况体积(m³)。

1.3 统计学方法

本研究使用R软件(3.5.1版本)中的R包 "psych"进行主成分分析。以特征值>1、累积方差 贡献率>80%的原则提取主成分因子,通过方差极 大旋转方法对成分去噪。

2 结 果

2.1 PM2.5 污染特征

图 1 所示为采样期间 PM₂₅浓度与气象条件变 化趋势图。采样期间 PM₂₅浓度及气象条件有一定 波动。采样期间 PM₂₅ 24 h 平均浓度为 11.99~ 176.96 μg/m³,平均质量浓度为 70.24 μg/m³。相关 性分析结果显示,PM₂₅浓度与平均湿度(r=-0.14, P= 0.370)、平均温度(r=-0.27, P=0.082)呈负相关趋势。 2.2 碳质组分污染特征

OC和EC的日平均质量浓度分别为36.07 μ g/m³ 和 5.10 μ g/m³,分别占 PM_{2.5}质量浓度的 61.37% 和 7.40%(表1)。EC主要来源于化石燃料或生物质的 不完全燃烧,OC则来源于污染源排放的一次有机碳 (primary organic carbon, POC)和有机气体在大气中 发生光化学反应生成的二次有机碳(secondary organic carbon, SOC)^[14]。OC与EC的比值可用于评估碳质 组分的来源。c(OC)/c(EC)值为1.0~4.2、2.5~10.5和 8.1~12.7时分别指示机动车尾气、煤炭燃烧和生物质 燃烧^[15]。结果显示,监测期间c(OC)/c(EC)值主要集



图1 采样期间 PM₂₅浓度(A)与湿度(B)、温度(C)变化情况 Figure 1 Variation of PM₂₅(A), relative humidity(B) and temperature(C) during sampling

中于2.24~10.60,提示采样点PM_{2.5}受化石燃料燃烧影 响较大。此外,*c*(OC)/*c*(EC)值最大为104.00,说明在 个别时间生物质燃烧是PM_{2.5}的主要来源。

c(OC)/c(EC)值亦可指示颗粒物的二次来源。 当c(OC)/c(EC)值>2时,提示存在SOC^[16]。本研究 监测期间c(OC)/c(EC)值均>2,表明采样点PM₂₅中 有SOC生成,SOC污染较为严重。

表1 采样期间大气PM25中碳质组分质量浓度

Fable	1	Mass	concentrations	of	carbonaceous	compo

nei	($(\mu g/m^3)$		
化合物名称	均值±标准差	中位数	最小值	最大值
OC	36.07 ± 12.51	35.87	20.62	56.20
EC	5.10 ± 4.64	4.11	0.27	15.03
OC/EC	22.86 ± 33.37	8.89	2.24	104.00

2.3 水溶性离子污染特征

2.3.1 水溶性离子质量浓度

监测期间 PM_{2.5}中水溶性离子的总质量浓度为 11.14~45.20 µg/m³,平均质量浓度为 26.74 µg/m³。 其中,阴离子的贡献率从大到小分别为 SO₄²⁻>NO₃⁻ >PO₄->Cl⁻>NO₂->F⁻,阳离子的贡献率从大到小分 别为 NH₄⁺>Ca²⁺>K⁺>Na⁺>Mg²⁺。SO₄²⁻、NO₃⁻和 NH₄⁺占 比最高,共占水溶性离子总质量浓度的 84.38% (表2)。

Table 2	Mass concentr	ations of w	ater solubl	e ions in PM _{2.5}
水溶性	均值±标准	最小值	最大值	占总质量
离子	$差(\mu g/m^3)$	$(\mu g/m^3)$	$(\mu g/m^3)$	百分比(%)
阴离子				
SO_4^{2-}	11.40 ± 3.55	5.74	16.48	39.69
NO_3^-	7.54 ± 4.58	4.90	15.78	26.24
PO_4^-	1.22 ± 0.62	0.34	2.06	4.25
Cl⁻	0.92 ± 0.60	0.28	2.02	3.20
$\mathrm{NO_2}^-$	0.06 ± 0.04	0.02	0.12	0.21
\mathbf{F}^{-}	0.05 ± 0.06	0.01	0.17	0.17
阳离子				
$\mathrm{NH_4}^+$	5.30 ± 3.02	0.38	9.61	18.45
Ca ²⁺	1.17 ± 0.61	0.33	1.78	4.06
\mathbf{K}^{+}	0.49 ± 0.22	0.17	0.79	1.71
\mathbf{Na}^{+}	0.38 ± 0.44	0.13	1.26	1.32
Mg^{2+}	0.20 ± 0.11	0.03	0.37	0.71

表2 采样期间大气PM25中水溶性离子质量浓度

2.3.2 离子平衡分析

本研究通过阴阳离子平衡分析评估 PM₂₅的酸 碱度^[17]。阴阳离子平衡公式如式(2)和式(3)所示。

$$AE = \frac{\left[SO_{4}^{2^{-}}\right]}{48} + \frac{\left[NO_{3}^{-}\right]}{62} + \frac{\left[PO_{4}^{-}\right]}{95} + \frac{\left[C\Gamma^{-}\right]}{35.5} + \frac{\left[NO_{2}^{-}\right]}{46} + \frac{\left[F^{-}\right]}{19} \quad (2)$$
$$CE = \frac{\left[NH_{4}^{*}\right]}{18} + \frac{\left[Ca^{2^{+}}\right]}{20} + \frac{\left[K^{+}\right]}{39} + \frac{\left[Na^{+}\right]}{23} + \frac{\left[Mg^{2^{+}}\right]}{12} \quad (3)$$

式中AE、CE分别代表阴、阳离子的电荷浓度 (mol/m³);[X]代表水溶性离子的质量浓度(µg/m³)。 结果显示,采样期间AE/CE值集中于0.58~0.96,采 样点 PM₂₅中阴离子被中和, PM₂₅总体偏碱性。此外, 大气中SO₂主要来源于化石燃料燃烧(固定源), NO_x 主要来自汽车尾气(移动源),大气中 $c(NO_3^-)/c(SO_4^{2-})$ 值常用于比较固定排放源和移动排放源的排放强 度^[18]。若比值>1,则认为污染来源以移动源为主; 反之,则以固定源为主。采样期间 $c(NO_3^-)/c(SO_4^{2-})$ 平均比值为0.65,采样点 PM₂₅受煤炭燃烧等固定污 染源的影响较大。

2.4 PAH污染特征

2.4.1 PAH质量浓度

监测期间PM₂₅中PAH的总质量浓度为14.50×10⁻³ μg/m³,平均质量浓度为31.34×10⁻³ μg/m³ (表3)。根据环数进行划分,PAH可分为易挥发的 低环(2、3环)PAH、半挥发性的中环(4环)PAH和挥 发性较差的高环(5、6环)PAH,可用于初步评价 PAH的来源。本研究中二苯并[a,h]蒽、茚并[1,2, 3-c,d]芘、苯并[g,h,i]苝、苯并[b]荧蒽和苯并[a]芘 的含量较高,均为中高环PAH,主要来源于化石燃 料和木材燃烧^[19]。

2.4.2 同分异构体比值法

同分异构体比值法可用于定性评估PAH污染来 源^[20]。采样点PAH诊断比值见表4。葱/(葱+菲) <0.10代表石油来源,比值>0.10则代表燃烧源。本 研究中,葱/(葱+菲)值为0.64~0.94,提示燃烧源的 贡献。石油的芴/(芴+芘)值通常在0.40以下,而燃 烧源的比值则>0.40。本研究芴/(芴+芘)值为0.02~

Table 5 Whats concentrations of \mathbf{F} Arr in \mathbf{F} $\mathbf{W}_{2.5}$						
PAH	均值±标准差(µg/m³)	最小值(µg/m³)	最大值(µg/m³)	占总质量百分比(%)		
二苯并[a,h]蔥	$9.63 \times 10^{-3} \pm 5.28 \times 10^{-3}$	2.35×10 ⁻³	1.98×10 ⁻²	30.72		
茚并[1,2,3-c,d]芘	$7.11 \times 10^{-3} \pm 3.88 \times 10^{-3}$	2.55×10 ⁻³	1.38×10 ⁻²	22.69		
苯并[g,h,i]苝	$4.13 \times 10^{-3} \pm 1.94 \times 10^{-3}$	1.56×10 ⁻³	7.51×10 ⁻³	13.18		
苯并[b]荧蒽	$3.55 \times 10^{-3} \pm 1.13 \times 10^{-3}$	2.24×10 ⁻³	5.88×10 ⁻³	11.32		
苯并[a]芘	$1.39 \times 10^{-3} \pm 5.82 \times 10^{-4}$	7.59×10 ⁻⁴	2.62×10 ⁻³	4.42		
苯并[k]荧蒽	$1.32 \times 10^{-3} \pm 5.97 \times 10^{-4}$	4.96×10 ⁻⁴	2.66×10 ⁻³	4.21		
崫	$1.32 \times 10^{-3} \pm 1.10 \times 10^{-3}$	2.42×10 ⁻⁴	3.69×10 ⁻³	4.21		
苯并[a]蔥	$1.07 \times 10^{-3} \pm 5.84 \times 10^{-4}$	3.65×10 ⁻⁴	2.14×10 ⁻³	3.40		
芘	$8.65 \times 10^{-4} \pm 6.01 \times 10^{-4}$	1.59×10 ⁻⁴	1.94×10 ⁻³	2.76		
荧蒽	$5.35 \times 10^{-4} \pm 2.56 \times 10^{-4}$	1.50×10 ⁻⁴	1.09×10 ⁻³	1.71		
茵	$2.91 \times 10^{-4} \pm 1.52 \times 10^{-4}$	9.59×10 ⁻⁵	5.04×10 ⁻⁴	0.93		
菲	$4.52 \times 10^{-5} \pm 1.64 \times 10^{-5}$	2.74×10 ⁻⁵	7.43×10 ⁻⁵	0.14		
萘	$3.33 \times 10^{-5} \pm 2.61 \times 10^{-5}$	1.41×10 ⁻⁵	1.02×10 ⁻⁴	0.11		
苊烯	$2.69 \times 10^{-5} \pm 4.02 \times 10^{-6}$	2.22×10 ⁻⁵	3.40×10 ⁻⁵	0.09		
芴	$2.61 \times 10^{-5} \pm 1.17 \times 10^{-5}$	6.64×10 ⁻⁶	4.10×10 ⁻⁵	0.08		
苊	$1.01 \times 10^{-5} \pm 3.49 \times 10^{-6}$	4.92×10 ⁻⁶	1.63×10 ⁻⁵	0.03		

表3 采样期间大气PM₂₅中PAH质量浓度 Table 3 Moss concentrations of PAH in PM

0.06。上述结果提示采样点PM₂₅PAH来源于石油类物质的挥发与泄露。苯并[a]蒽/(苯并[a]蒽+菌)值<0.20被认为是石油来源,比值>0.35是则为燃烧来源。本研究苯并[a]蒽/(苯并[a]蒽+菌)值为0.34~0.84,可认为主要为燃烧源的贡献。机动车、柴油、煤

炭及生物质燃烧的茚并[1,2,3-c,d]芘/(茚并[1,2,3c,d]芘+苯并[g,h,i]苝)值分别为0.18、0.37、0.56和 0.64。本研究茚并[1,2,3-c,d]芘/(茚并[1,2,3-c,d] 芘+苯并[g,h,i]苝)值为0.54~0.69。上述结果提示采 样点PM₂₅为煤炭和生物质燃烧的混合来源。

表4 采样期间 PM_{2.5}中 PAH 诊断比值 Table 4 Diagnostic ratios of PAH in PM_{2.5}

计算公式	比值	污染物来源
蒽/(蒽+菲)	0.64~0.94	燃烧源
芴/(芴+芘)	0.02~0.06	石油类物质的挥发与泄露
苯并[a]蒽/(苯并[a]蒽+益)	0.34~0.84	燃烧源
茚并[1,2,3-c,d]芘/(茚并[1,2,3-c,d]芘+苯并[g,h,i]苝)	0.54~0.69	生物质燃烧

2.4.3 主成分分析

第43卷第3期

2023年3月

为进一步分析大气 PM₂₅中 PAH来源,采用主成 分分析进行源解析,共提取出4个主成分因子,累积 贡献率为87%(表5)。因子1方差贡献率为24%,其 中芴、蔥、苯并[b]荧蔥和芘载荷较高,提示因子1为 煤炭燃烧源。因子2方差贡献率为24%,其中载荷 较高的组分为苊烯、茚并[1,2,3-c,d]芘、二苯并[a, h]蔥和苯并[g,h,i]苝,代表汽车发动机、柴油机排放 产物。因子3方差贡献率为23%,其中萘、苯并[a]蔥 和菌载荷较大,提示因子3为木材燃烧、柴油机和汽 油发动机排放的混合来源。因子4方差贡献率为 17%,荧蔥和芘的载荷较高,为石油燃烧来源^[21-22]。

结合同分异构比值法和主成分分析的结果可 知,采样点PM25中PAH主要来源为煤炭、石油和木 材燃烧、汽车及柴油机尾气排放。

2.5 无机元素污染特征

2.5.1 无机元素质量浓度

采样期间 PM₂₅中无机元素总质量浓度为0.86~ 5.29 μg/m³,平均质量浓度为2.41 μg/m³。其中,Fe、 Cl、K、Al和Zn含量最高,所占比例达82.98%(表6)。 2.5.2 主成分分析

本研究进一步使用主成分分析评估 PM₂₅中无 机元素来源。对检测数据进行质量控制,选取 Al、 K、V、Mn、Fe、Ni、Cu、Zn、As 和 Pb纳入主成分分析, 其余元素因数据缺失严重、质量浓度低以及无源示 踪性而未被纳入。本研究共提取出3个主成分因子, 累积方差贡献率为83%(表7)。其中,因子1方差贡 献率为33%,载荷较高的组分有 Mn、Ni、Zn 和 Pb。Mn 和 Ni 主要来源于燃煤和石油燃烧产生的烟尘,Zn 和 Pb 主要来源于机动车磨损和尾气排放^[23-24],提示其 为燃烧源和移动源。因子2方差贡献率为27%,V、

表5 方差极大旋转后16种PAH的主成分因子载荷

 Table 5
 Factor loadings for PAH on principle component

 analysis with varimax rotation

analysis with varimax rotation						
变量	因子1	因子2	因子3	因子4		
萘	0.00	0.27	0.85	-0.27		
苊烯	-0.39	0.85	0.19	0.12		
苊	0.36	-0.08	0.52	0.72		
芴	0.85	-0.02	0.11	0.10		
蔥	0.82	-0.29	0.08	0.13		
菲	0.60	0.04	-0.64	-0.35		
荧蒽	0.58	0.14	0.59	0.50		
芘	0.70	0.13	0.29	0.59		
苯并[a]蔥	0.25	0.33	0.86	0.09		
崫	0.03	-0.04	0.93	0.14		
苯并[b]荧蒽	0.80	0.25	-0.08	0.47		
苯并[k]荧蒽	-0.11	-0.16	0.15	-0.89		
苯并[a]芘	-0.24	0.56	-0.18	-0.51		
茚并[1,2,3-c,d]芘	0.24	0.92	0.07	0.13		
二苯并[a,h]蔥	-0.27	0.85	0.31	-0.07		
苯并[g,h,i]苝	0.30	0.89	0.06	0.08		
特征值	3.85	3.78	3.67	2.68		
方差贡献率(%)	24	24	23	17		
累积方差贡献率(%)	24	48	71	87		

Cu和As具有较高的载荷值。其中V由电厂燃油产 生,As和Cu主要来源于有色金属二次冶炼^[25]。因此,因子2可认为是工业排放源。因子3方差贡献率 为23%,与典型的地壳元素K和Fe相关性最高,提 示其为土壤扬尘源。综合主成分分析结果可知,采样 点PM₂₅中无机元素主要来源于煤和石油的燃烧、机 动车尾气排放、工业排放以及土壤扬尘。

3 讨 论

本研究采样期间PM25日平均浓度为70.24 µg/m3,

Table 6 Mass concentrations of morganic elements in FM ₂₅					
无机元素	均值±标准差(µg/m³)	最小值(µg/m³)	最大值(µg/m³)	占总质量百分比(%)	
Fe	$38.73 \times 10^{-2} \pm 25.28 \times 10^{-2}$	19.72×10 ⁻²	113.05×10 ⁻²	24.33	
Cl	$32.46 \times 10^{-2} \pm 40.68 \times 10^{-2}$	4.21×10 ⁻²	151.95×10 ⁻²	20.39	
Κ	$23.69 \times 10^{-2} \pm 36.18 \times 10^{-2}$	1.63×10 ⁻²	128.94×10 ⁻²	14.88	
Al	$22.11 \times 10^{-2} \pm 8.62 \times 10^{-2}$	6.97×10 ⁻²	34.82×10 ⁻²	13.89	
Zn	$15.10 \times 10^{-2} \pm 12.58 \times 10^{-2}$	3.88×10 ⁻²	48.07×10 ⁻²	9.49	
Mn	$4.87 \times 10^{-2} \pm 5.48 \times 10^{-2}$	1.30×10 ⁻²	20.41×10 ⁻²	3.06	
Sn	$4.11 \times 10^{-2} \pm 1.33 \times 10^{-2}$	2.50×10 ⁻²	6.45×10 ⁻²	2.59	
Pb	$2.33 \times 10^{-2} \pm 0.86 \times 10^{-2}$	1.15×10 ⁻²	4.21×10 ⁻²	1.47	
Р	$2.31 \times 10^{-2} \pm 1.49 \times 10^{-2}$	0.57×10 ⁻²	6.17×10 ⁻²	1.45	
Sc	$2.01 \times 10^{-2} \pm 1.41 \times 10^{-2}$	0.69×10 ⁻²	6.08×10 ⁻²	1.26	
\mathbf{Sb}	$1.90 \times 10^{-2} \pm 0.65 \times 10^{-2}$	0.89×10 ⁻²	3.15×10 ⁻²	1.20	
Ti	$1.73 \times 10^{-2} \pm 1.39 \times 10^{-2}$	0.34×10 ⁻²	5.73×10 ⁻²	1.09	
Cu	$1.68 \times 10^{-2} \pm 0.97 \times 10^{-2}$	0.49×10 ⁻²	3.29×10 ⁻²	1.06	
Sr	$1.63 \times 10^{-2} \pm 1.96 \times 10^{-2}$	0.04×10 ⁻²	7.17×10 ⁻²	1.03	
Br	$1.58 \times 10^{-2} \pm 0.78 \times 10^{-2}$	0.74×10^{-2}	3.55×10 ⁻²	0.99	
Cd	$0.63 \times 10^{-2} \pm 0.26 \times 10^{-2}$	0.23×10 ⁻²	1.19×10 ⁻²	0.40	
As	$0.49 \times 10^{-2} \pm 0.25 \times 10^{-2}$	0.20×10 ⁻²	1.07×10 ⁻²	0.31	
Ni	$0.44 \times 10^{-2} \pm 0.22 \times 10^{-2}$	0.12×10 ⁻²	0.94×10 ⁻²	0.28	
Cr	$0.44 \times 10^{-2} \pm 0.16 \times 10^{-2}$	0.21×10 ⁻²	0.77×10 ⁻²	0.27	
Se	$0.31 \times 10^{-2} \pm 0.12 \times 10^{-2}$	0.14×10 ⁻²	0.49×10 ⁻²	0.20	
\mathbf{V}	$0.24 \times 10^{-2} \pm 0.15 \times 10^{-2}$	0.09×10 ⁻²	0.55×10 ⁻²	0.15	
Со	$0.18 \times 10^{-2} \pm 0.08 \times 10^{-2}$	0.06×10 ⁻²	0.38×10 ⁻²	0.11	
Ga	$0.17 \times 10^{-2} \pm 0.22 \times 10^{-2}$	0.02×10 ⁻²	0.77×10 ⁻²	0.11	

表 6 采样期间大气 PM_{2.5}中无机元素质量浓度 Table 6 Mass concentrations of inorganic elements in PM

表7 方差极大旋转后10种无机元素的主成分因子载荷 Table 7 Factor loadings for inorganic elements on princi-

ple component analysis with varimax rotation					
变量	因子1	因子2	因子3		
Al	0.03	-0.11	0.57		
Κ	0.25	0.02	0.93		
V	0.36	0.83	-0.27		
Mn	0.97	0.13	0.09		
Fe	0.05	0.11	0.96		
Ni	0.87	0.07	0.03		
Cu	0.22	0.89	0.13		
Zn	0.94	0.23	0.21		
As	0.00	0.88	-0.03		
Pb	0.72	0.59	0.15		
特征值	3.34	2.70	2.28		
方差贡献率(%)	33	27	23		
累积方差贡献率(%)	33	60	83		

显著高于WHO 2005年制定的日平均标准(25 μg/m³)^[26]。 在 2021年, WHO进一步将 PM₂₅日平均标准调低至 15 μg/m^{3[27]},这一举措也表明空气污染没有绝对的 安全限值,低浓度的PM25暴露仍然会增加各种疾病 发生和死亡风险。本研究发现PM25浓度与温、湿度 间存在负相关趋势,可能是随着气温的升高,大气对 流运动加剧,便于PM25扩散^[28]。而湿度的增加可导 致 PM25被吸附到液滴上而沉降至地面,使空气中 PM25浓度降低^[29]。

本研究中采样点 PM_{2.5}碳质组分中以 OC 为主, 与徐足飞等^[30]对 2015 年秋季南京 PM_{2.5}源解析的结 果一致,表明南京 PM_{2.5}在大气中易发生光化学反应 而产生二次污染。采样点 PM_{2.5}水溶性离子中 SO₄²⁻、 NO₃⁻和 NH⁴⁺占主导,浓度低于 2018—2019 年冬季, 但主要离子构成一致^[31]。与 2016—2017 年南京市 城区 PM_{2.5}相比^[32],本研究采集的江宁大学城 PM_{2.5} $c(NO_3^-)/c(SO_4^{2-})$ 略低,可能由于城区机动车更多,尾 气污染更为严重。此外,采样点 PM_{2.5}中有机组分及 无机元素构成也与既往研究类似,但总质量浓度呈 降低趋势^[32-33]。这些结果提示南京 PM_{2.5}组分在一段 时期内变化不显著,整体污染水平有所降低。

源解析结果显示,江宁大学城PM25污染主要来

源于煤炭燃烧和机动车尾气排放。其中,交通污染 源可能主要源自采样点附近的交通干道。鉴于采 样点所在区域无明显的工业污染源,南京春季主导 风向为南风,推测采样点可能受到大气污染物远距 离传输的影响。因此,开展区域大气污染联防联控 是大气污染防制的有效举措。

本研究的优势在于较为全面地解析了南京江 宁大学城PM₂₅的污染特征并分析其来源,结果具有 较高的可靠性。但是,本研究监测周期较短,未设 置多点采样。后续研究有必要在不同季节、不同污 染时期进行 PM₂₅多点采样,从而更加全面地了解 PM₂₅的污染特征,有针对性地制定相关管控措施。

综上所述,本研究分析了2018年春季南京江宁 大学城PM₂₅的污染特征,发现其各组分浓度虽较既 往显著降低,但是污染水平仍较高;主要污染来源 为煤炭燃烧和机动车尾气排放。

[参考文献]

- [1] LELIEVELD J, EVANS J S, FNAIS M, et al. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale[J]. Nature, 2015, 525(7569):367–71
- [2] HU J L, WANG Y G, YING Q, et al. Spatial and temporal variability of PM_{2.5} and PM₁₀ over the North China Plain and the Yangtze River Delta, China [J]. Atmos Environ, 2014,95:598–609
- [3] COHEN A J, BRAUER M, BURNETT R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015[J]. Lancet, 2017, 389(10082):1907-1918
- [4] 王跃思,李文杰,高文康,等.2013—2017年中国重点 区域颗粒物质量浓度和化学成分变化趋势[J].中国科 学(地球科学),2020,50(4):453-468
- [5] LIM C H, RYU J, CHOI Y, et al. Understanding global PM2.5 concentrations and their drivers in recent decades (1998-2016)[J]. Environ Int, 2020, 144:106011
- [6] ZHANG Y, LANG J, CHENG S, et al. Chemical composition and sources of PM1 and PM25 in Beijing in autumn
 [J]. Sci Total Environ, 2018, 630:72–82
- [7] 赵孝囡,王申博,杨洁茹,等.郑州市PM₂₅组分、来源及 其演变特征[J].环境科学,2021,42(8):3633-3643
- [8] 依再提古丽·外力,王明力,杨建军,等.2015—2018年 乌鲁木齐市 PM₂₅及 PM₁₀时空分布特征[J].环境科学研 究,2020,33(8):1749–1757
- [9] 苏 莎,杨 珍,汪 琼,等.长沙市某区域大气PM25 中多环芳烃的污染特征分析[J].中南医学科学杂志, 2021,49(4):393-396

- [10] ZENG Y, CHEN S, FAN Y, et al. Effects of carbonaceous materials and particle size on oral and inhalation bioaccessibility of PAHs and OPEs in airborne particles [J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2021, 28(44):62133-62141
- [11] ZENG H, ZHANG L, SUN F, et al. Inhalation bioaccessibility, health risk assessment, and source appointment of ambient PM_{2.5} - bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Caofeidian, China [J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2021, 28(34):47574–47587
- [12] 邱晨晨,于兴娜,丁 铖,等.南京江北新区冬季 PM_{2.5} 中化学组分的昼夜变化特征及其来源解析[J].环境科 学,2020,41(2):529-536
- [13] 纪 源,赵秋月,陈 凤,等.新冠肺炎疫情期间南京市 PM₂₅中碳质组分污染特征分析[J].生态与农村环境学 报,2021,37(8):992-1000
- [14] 吴 琳,冯银厂,戴 莉,等. 天津市大气中 PM₁₀、PM₂₅ 及其碳组分污染特征分析[J]. 中国环境科学,2009,29 (11):1134-1139
- [15] 徐建伟,王晓丽,于高峰,等.西宁冬季 PM₂₅中碳质组 分与水溶性离子特征分析[J].环境工程,2018,36(8): 98-101,112
- [16] 刘琼玉,谈 静,钟章雄,等. PM₂₅中OC/EC测定的离线 分析法与在线分析法比较[J]. 中国环境监测,2019,35 (4):123-130
- [17] 黄 凡,陈 楠,周家斌,等. 2016—2017年武汉市城
 区大气 PM₂₅污染特征及来源解析[J].中国环境监测,
 2019,35(1):17-25
- $$\label{eq:lasson} \begin{split} & [18] \ LAI \ S \ C, ZOU \ S \ C, CAO \ J \ J, et al. Characterizing ionic species in $PM_{2.5}$ and PM_{10} in four Pearl River Delta Cities, $South China [J]. J Environ Sci (China), 2007, 19 (8): $939–947 \end{split}$$
- [19] 许 安,刘威杰,胡天鹏,等.新疆阿勒泰地区土壤中多 环芳烃含量水平及来源解析[J]. 生态与农村环境学 报,2021,37(5):619-626
- [20] 郭志明,刘 頔,林 田,等.太原城区 PM₂₅中多环芳 烃、硝基多环芳烃的污染特征、来源解析和健康风险评 价[J].环境科学学报,2018,38(3):1102-1108
- [21] LARSEN R K, BAKER J E. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods [J]. Environ Sci Technol, 2003,37(9):1873-1881
- [22] ZOU L Y, ZHANG W D, ATKISTON S. The characterisation of polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from burning of different firewood species in Australia [J]. Environ Pollut, 2003, 124(2):283-289
- [23] 陈旭华,杨玉军,袁福的,等.安阳市大气 PM₂₅中无机 元素污染特征分析及来源解析[J].绿色科技,2021 (6):122-124
- [24] 赵晓亮,岳阳霞,许端平,等. 阜新市秋冬季节 PM25中

无机元素污染特征及来源[J]. 中国环境科学,2020,40 (10):4247-4258

- [25] 杨 麒,傅致严,刘 湛,等.郴州市大气PM₂₅中无机 元素污染特征及来源分析[J].湖南大学学报(自然科 学版),2019,46(6):133-140
- [26] WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO global air quality guidelines: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide[M]. Geneva: World Health Organization, 2005;217–305
- [27] WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide [M]. Geneva: World Health Organization, 2021:74–89
- [28] 王佳佳,夏晓圣,程先富,等.合肥市 PM₂₅浓度时空分 布特征及影响因素分析[J].长江流域资源与环境, 2020,29(6):1413-1421

- [29] 刘骥艳,张更宇,董湘军. 吉林市雾霾天气成因及 PM₂₅源 分析[J]. 黑龙江环境通报,2017,41(3):22-24
- [30] 徐足飞,曹 芳,高 嵩,等.南京北郊秋季 PM₂₅碳质 组分污染特征及来源分析[J].环境科学,2018,39(7): 3033-3041
- [31] 陈新星,李洁,张良瑜,等.南京市冬季 PM₂₅中水溶性 离子污染特征研究[J].环境监测管理与技术,2022,34 (2):12-15
- [32] 刘 军,陆晓波,陈新星,等.南京市城区 PM₂₅中化学 组分演变特征[J].环境监控与预警,2020,12(4):40-44
- [33]周 俊,袁 琪,张正东,等.大气PM₂₅暴露对健康人 群尿液中多环芳烃羟基代谢产物水平的影响[J].环境 与健康杂志,2018,35(6):515-518

[收稿日期] 2022-08-31 (本文编辑:陈汐敏)

(上接第400页)

- [9] XU J Y, MAVRANEZOULI I, KUZNETSOV L, et al. Management of acne vulgaris: summary of NICE guidance[J]. BMJ, 2021, 374:1880
- [10] CONFORTI C, ZALAUDEK I, VEZZONI R, et al. Chemical peeling for acne and melasma: current knowledge and innovations[J]. G Ital Dermatol Venereol, 2020, 155(3): 280–285
- [11] 翟 燕,高 瑾,高 艳.CO2点阵激光联合果酸治疗凹 陷性痤疮瘢痕的疗效观察[J].中国医疗美容,2017,7 (11):43-46
- [12] 石 云,丁大鹏,姜鹏爽.复合酸联合超脉冲CO_2激光
 治疗轻中度痤疮的疗效[J].中国激光医学杂志,2021, 30(5):291-293
- [13] 中华医学会皮肤性病学分会,中国医师协会皮肤科医

师分会,中国中西医结合学会皮肤性病专业委员会.中 国化学剥脱术临床应用专家共识(2022)[J].中华皮肤 科杂志,2022,55(11):949-955

- [14] HOLZ C, BENNING J, SCHAUDT M, et al. Novel bioactive from *Lactobacillus* brevis DSM17250 to stimulate the growth of *Staphylococcus* epidermidis: a pilot study [J]. Benef Microbes, 2017, 8(1):121-131
- [15] 李向花,郭 静,杨 璐,等.复合酸治疗中度痤疮临床 疗效及安全性观察[J].皮肤病与性病,2020,42(5): 645-648
- [16] ELATTAR Y, MOURAD B, ALNGOMY H A, et al. Study of interleukin-1 beta expression in acne vulgaris and acne scars[J]. J Cosmet Dermatol, 2022, 21(10):4864-4870 [收稿日期] 2022-12-27

(本文编辑:陈汐敏)