

# 地铁站中 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 光散射法与滤膜称重法比对

王凯, 张霞, 苏瑾

上海市疾病预防控制中心, 上海 200336

**摘要:** **目的** 比较光散射法与滤膜称重法(简称重量法)测定 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 质量浓度趋势的一致性, 确定地铁站内密闭环境中 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 的质量浓度转换系数 K。 **方法** 选择 3 个客流量最大的地铁站, 在站台中心位置和室外同时采用光散射法和重量法对 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 进行平行测定。在 2018 年 8 月和 2019 年 1 月各选择 1 个工作日, 每间隔 4 h 监测一组样品。重量法样品采用电子天平测定 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 质量浓度。对光散射仪器每 4 h 的读数进行加权平均计为 1 个数。 **结果** 地铁站内 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 光散射法测得浓度分别为 (85.7±30.6) μg/m<sup>3</sup> 和 (134.5±42.2) μg/m<sup>3</sup>, 重量法分别为 (83.4±29.8) μg/m<sup>3</sup> 和 (123.6±41.7) μg/m<sup>3</sup>; 前者分别比后者高 1.03 倍和 1.09 倍, 但差异不显著 ( $P>0.05$ )。地铁站内 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 光散射-重量法结果呈正相关 ( $P<0.001$ ), 对应  $r$  值分别为 0.81 和 0.73。地铁站内 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 的质量浓度转换系数 K 的均值分别为 1.02 和 0.95, 95%CI 分别为 0.69~1.60 和 0.83~1.06, 相对标准偏差分别为 24.8% 和 29.1%。站台 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 光散射-重量法的回归方程分别为  $y=0.65x+28.5$  和  $y=0.74x+42.8$ 。 **结论** 地铁密闭环境光散射与重量法测定结果趋势具有较高的 consistency。地铁环境使用光散射法替代重量法测定时, 应先确认转换系数 K 值。

**关键词:** 地铁; PM<sub>2.5</sub>; PM<sub>10</sub>; 光散射法; 滤膜称重法;

**中图分类号:** R122.1 **文献标识码:** B **文章编号:** 1006-3110(2021)12-1539-04 DOI: 10.3969/j.issn.1006-3110.2021.12.035

上海地铁的客流规模量大, 人群密度高, 是我国最繁忙的地铁系统之一。然而地铁密闭局限的环境, 容易导致室内空气污染物聚集, 尤其是细颗粒物 (fine particulate matter, PM<sub>2.5</sub>) 和可吸入颗粒物 (inhalable particulate matter, PM<sub>10</sub>) 的污染。因为它们容易附着有毒和致癌的重金属、多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs) 等, 大量暴露可能会引发呼吸系统、心血管系统、免疫系统等疾病<sup>[1-4]</sup>。

近几年, 我国均有地铁颗粒物危害风险监测的报道。这些文献对于地铁 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 质量浓度 (简称浓度) 所采用的检测方法主要为滤膜称重法 (简称重量法) 或光散射法。前者具有测量结果准确、成本低廉、环境干扰小等优点, 是国家标准规定的基准方法, 但实际应用中存在操作繁琐、费时, 不能实时反映现场结果等缺点; 后者具有快速、灵敏、操作简便、可现场直接读数等优点, 但是该方法以激光或可见光作为光源, 只能计数统计, 无法真实反映颗粒物的浓度, 因此结果存在一定偏差<sup>[5-7]</sup>。目前, 我国公共场所使用光散射仪测定时, 需要使用转换系数 K 对数据修正, 一般公共场所 K 为 0.0007-0.0011<sup>[8]</sup>。但不同的场所尤其是密闭场所转换系数不同, 同时不同品牌检测仪检测结果的准确度也存在较大差异<sup>[9]</sup>。为了准确测定地

铁密闭场所中 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 的浓度, 本文参照《公共场所卫生检验方法第 2 部分: 化学污染物》(GB/T 18204.2-2014), 对光散射法的直读监测仪与重量法的结果进行比对测定, 研究其在密闭动态环境中的一致性和结果的准确性<sup>[8]</sup>。

## 1 材料与方法

**1.1 主要仪器** 直读监测仪采用数字粉尘浓度测量仪 LPM-1000 (张家港朗亿机电设备有限公司), 光散射原理, 波长 880 nm, 最小分辨率 1 μg/m<sup>3</sup>, 精度 ±5%。分别配置 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 切割器, 并自带数据存储功能。采样仪为中流量颗粒物采样仪 TH-150H (武汉市天虹仪表有限责任公司), 流量 100 L/min, 负载误差 ≤±5%。分别配置 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 切割器, 并自带时间控制器。高低温湿热试验箱 BPHS-120A (上海一恒科学仪器有限公司), 恒温 (20±1) °C, 恒湿 (40±3) %; 十万分之一天平 AUW220D (岛津制作所, 日本), 精度 0.01 mg。特氟龙滤膜 (WATERMAN, 美国), 直径 90 mm。

**1.2 监测方法** 本文选取某市 3 个客流量最大的大型换乘车站, 分别采用光散射法和重量法进行比对测试。车站的站台为岛式结构并设有玻璃屏蔽门, 站台地面及墙面均采用大理石铺设, 列车隧道为混凝土结构, 毛坯设置。车站途经列车的运行间隔约为 2~5 min。

**作者简介:** 王凯 (1982-), 男, 大学本科, 高级工程师, 研究方向: 卫生检测、现场检测技术研究。

**通信作者:** 苏瑾, E-mail: sujing@scdc.sh.cn。

考虑夏季和冬季地铁通风运行模式采用最小新风模式,春、秋季则为全新风运行模式,前者运行模式下的地铁室内环境空气相对封闭,比春、秋季时受室外空气的干扰小。因此,每个车站分别于 2018 年 8 月、2019 年 1 月各选择一个工作日实施监测,监测时间为同一个工作日内 7:00-23:00 之间,涵盖地铁客流早、晚高峰和平峰等运行时段。每个车站站台的中心位置设置 1 个监测点,并在室外区域设置 1 个对照点,该室外对照点位于地铁车站进风口上风向 5~10 m 以外的空旷区域。监测点高度设置为 1.0~1.5 m,尽可能靠近人员呼吸带区域,并避开明显通风口和人行通道区域等。每个监测点同时设置 2 台直读监测仪分别测量  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  浓度,并设置 2 台中流量颗粒物采样仪分别采集  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$ ,直读仪器与中流量采样仪设置在同一高度,仪器间距为约 0.5 m,以避免采样时相互干扰。直读仪器与中流量采样仪同时开始监测,且每台采样仪连续采样 4 h,计为一个样本,7:00-23:00 的时段内共采集 4 个滤膜样本。换膜时间忽略不计。直读监测仪每分钟计数 1 次,连续计数,每 4 h 的读数进行加权平均计为 1 个数据,对应获得 4 个直读结果。根据仪器说明书要求,测量时仪器 K 值设为出厂默认的“1”(室内环境)。监测前将监测仪置于实验舱内进行校准,现场测量前进行零点校正。中流量采样仪采样流量为 100 L/min,采样前后均校准流量,负载条件下流量误差控制在  $\pm 5\%$  以内,采样平均流量取采样前后校准流量的均值。

1.3 结果计算 重量法:滤膜在采样前后分别在实验室内使用试验箱进行 24 h 温湿度平衡。平衡后采用天平称重,连续称重 3 次,取平均值。采样前后滤膜的

表 1 光散射法与重量法对应的  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  检测浓度比较

名称	检测位置	n	光散射法( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )				重量法( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			
			Min~Max	$\bar{x}\pm s$	统计值	P 值	Min~Max	$\bar{x}\pm s$	统计值	P 值
$PM_{2.5}$	站台	24	45.1~174.0	85.7 $\pm$ 30.6	0.13	0.78	42.3~165.3	83.4 $\pm$ 29.8	0.14	0.71
	室外	24	31.1~171.3	93.7 $\pm$ 42.3	0.16	0.52	51.0~136.2	81.4 $\pm$ 24.6	0.17	0.51
$PM_{10}$	站台	24	68.2~221.2	134.5 $\pm$ 42.2	0.12	0.81	54.2~215.0	123.6 $\pm$ 41.7	0.16	0.55
	室外	24	37.7~205.2	119.5 $\pm$ 46.2	0.08	1.00	68.0~211.0	114.0 $\pm$ 41.4	0.11	0.87

注:监测期间夏季地铁车站的内温湿度分别为 28.1℃~31.5℃和 61.9%~77.5%,室外温湿度分别为 30.5℃~34.5℃和 63.6%~74.3%;冬季地铁车站的内温湿度分别为 16.7℃~19.2℃和 39.9%~66.3%,室外温湿度分别为 4.5℃~11.4℃和 49.6%~87.8%。

2.2 相关性分析 比较站台的光散射-重量法浓度, $PM_{2.5}$ 和  $PM_{10}$ 两种方法的检测结果均为正相关( $P<0.05$ ),相关系数  $r$  分别为 0.81、0.73。其中站台  $PM_{2.5}$  高度相关,表明这两种方法结果的变化趋势具有较好

增重差即为  $PM_{2.5}$  或  $PM_{10}$  的重量。

光散射法的结果直接采用时间加权计算每 4 h 监测的平均浓度,单位为  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (由于 LPM-1000 型粉尘仪出厂已对仪器浓度进行校准,对应结果已通过转换系数 K 换算为质量浓度  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )。重量法获得滤膜的质量与对应的标准采样体积(101.3 kPa, 0℃状态)之比即为滤膜样品的浓度,单位为  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。重量法与光散射法的比值即为转换系数 K。

1.4 统计学分析 本研究采用 SPSS 21.0 统计软件进行数据统计与分析。定量数据采用( $\bar{x}\pm s$ )和 Min-Max 等进行描述。采用 Kolmogorov-Smirnov 检验法进行数据的正态性检验,对符合正态分布的数据采用  $t$  检验比较两组差异,并采用 Pearson 检验分析相关性。采用线性回归分析两种方法测定结果的关系。检验水准  $\alpha=0.05$ 。

## 2 结果

2.1 不同方法对应  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  检测结果 站台、室外  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  光散射法和重量法的监测结果均呈正态分布( $P>0.05$ )。站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  光散射法的结果均值比重量法略高,分别为 1.03 倍和 1.09 倍,但差异不明显( $P>0.05$ )。室外  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  的结果同样显示光散射法比重量法分别高 1.15 倍和 1.05 倍,仍无统计学差异( $P>0.05$ )。该组数据还显示  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  光散射法结果的标准偏差值均大于相同位置重量法的标准偏差,该结果一定程度上反映光散射法的波动均比重量法波动大。尤其是室外环境,前者波动情况更为明显。相应地铁站台 2 种方法的波动情况较为接近,见表 1。

的一致性。室外  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  两种方法的检测结果则呈弱相关( $P<0.05$ ),对应  $r$  值分别为 0.61 和 0.54。对光散射法( $y$ )与重量法( $x$ )做线性回归分析,结果显示站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  回归方程对应斜率分别为 0.65 和

0.74, 低于 1, 线性关系较差; 而室外  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  斜率分别为 1.05 和 0.80, 线性关系均高于站台环境, 见表 2。

表 2 光散射-重量法对  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  检测相关性分析

名称	检测位置	回归方程	r 值	P 值
$PM_{2.5}$	站台 (n=24)	y=0.65x+28.5	0.81	0.000
	室外 (n=24)	y=1.05x+8.6	0.61	0.002
$PM_{10}$	站台 (n=24)	y=0.74x+42.8	0.73	0.000
	室外 (n=24)	y=0.80x+42.5	0.54	0.006

2.3 K 值分析 计算站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  的转换系数 K, 获得对应的均值分别为 1.02 和 0.95; 其中站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  对应 K 值的相对平均偏差 (relative mean deviation, RD) 分别为 18.3% 和 22.5%, 相对标准偏差 (relative standard deviation, RSD) 分别为 24.8% 和 29.1%。站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  转换系数 K 值的 RD 和 RSD 均低于室外, 表明地铁密闭环境  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  的 K 值波动范围比室外小, 集中度较高。按 95% CI 估计, 站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  的 K 值分别为 0.69~1.60 和 0.83~1.06。对应室外  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  K 值的 95% CI 估计分别为 0.50~1.81 和 0.71~2.62, 见表 3。

表 3  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  的 K 值分析

名称	检测位置	$\bar{X}$	RD (%)	RSD (%)	95% CI
K- $PM_{2.5}$	站台 (n=24)	1.02	18.3	24.8	0.69~1.60
	室外 (n=24)	1.00	32.0	40.5	0.50~1.81
K- $PM_{10}$	站台 (n=24)	0.95	22.5	29.1	0.83~1.06
	室外 (n=24)	1.21	41.6	56.7	0.71~2.62

3 讨 论

本研究显示, 同一测点位置光散射法的检测结果存在高估颗粒物真实浓度的情况, 且光散射法波动比重量法大。这可能是因为光散射法比重量法受到环境的干扰更大, 尤其是气流扰动对结果影响。有文献报道, 利用光散射法测定时, 可能存在 30%~40% 的不确定度<sup>[10]</sup>。由于本研究重量法采样设置的采样速率为 100 L/min, 而光散射法仪器进气口速率仅为 1.67 L/min, 在室外或地铁内列车进出站及屏蔽门关闭时, 气流频繁扰动可能会影响光散射仪进气口的风速, 因此该仪器测量结果的波动性较大。室外环境测得的 2 种结果的标准差较大。其次, 密闭环境的湿度可能对光散射仪器的检测结果也有影响, 有研究指出当环境湿度大于 60% 时对光散射法的结果存在一定干扰<sup>[11-12]</sup>。本次调查也发现, 环境湿度普遍大于

60%。环保监测时, 往往会考虑采用湿度修正光散射仪测量结果的方式, 使其与重量法保持较高的相关性和一致性<sup>[13]</sup>。

进一步分析转换系数 K, 发现地铁密闭环境中光散射法与重量法结果呈一定的正相关性。比较 K 值的 RSD 和置信区间分布情况时发现密闭环境条件下  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  K 值的 RSD 均比室外低, 转换系数集中度更高。本研究获得地铁环境的两种方法相关系数与徐雨春等<sup>[11]</sup>、Visa 等<sup>[14]</sup>的结果较为接近, 但明显低于曲松等<sup>[15]</sup>、Wallace 等<sup>[16]</sup>对  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  方法比对研究的结果。虽然两种方法趋势的一致性较好, 但光散射法监测结果与重量法比对仍然存在一定偏差, 即光散射法的结果略高于重量法。可能是由于厂家光散射法仪器校准时所用的粒子不同, 以及环境颗粒物的粒径分布存在的差异<sup>[15]</sup>。国外学者采用其他类型的光散射仪进行比对测试  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  时, 也发现仪器在出厂默认校正系数下均不同程度高估了颗粒物的浓度<sup>[16-18]</sup>。徐春雨等<sup>[11]</sup>在大气  $PM_{2.5}$  研究中获得 K 值高达 (1.92±0.97)。值得注意的是, 本研究采用的 LPM-1000 型光散射仪在监测之前, 先统一采用密度大于空气密度测试粒子进行校正, 再与大气空气进行比对修正, 因此仪器给出的 K 值为“1”, 与大气环境条件的颗粒物浓度基本相同。由线性回归分析更容易看出这一关系: 即室外  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  对应的斜率接近 1。而对应的地铁密闭环境斜率则低于 1。

综上, 本次调查监测结果表明, 地铁密闭环境测量时可以采用光散射法来替代重量法, 但需要先掌握光散射仪在被测环境中的转换系数 K 值。由于本研究仅对 3 个地铁车站采用 2 种仪器进行比对分析, 样本量和代表性略显不足, 有待进一步增加更多类型的直读仪器进行比对, 深入掌握仪器的性能和适用性。

参考文献

[1] World Health Organization. Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia[R]. Copenhagen: WHO, 2013:1-20.

[2] Kim KH, Kabir E, Kabir S. A review on the human health impact of airborne particulate matter[J]. Environ Int, 2015, 74:136-143.

[3] Farraj AK, Walsh L, Haykal-Coates N, et al. Cardiac effects of seasonal ambient particulate matter and ozone co-exposure in rats[J]. Part Fibre Toxicol, 2015, 12:12.

[4] Gray DL, Wallace LA, Brinkman MC, et al. Respiratory and cardiovascular effects of metals in ambient particulate matter: a critical review[J]. Rev Environ Contam Toxicol, 2015, 234:135-203.

[5] 范扬, 王少康, 连大帅, 等. 我国  $PM_{2.5}$  质量浓度测定研究进展[J]. 预防医学论坛, 2015, 21(9):697-699.