

# 轨道交通列车内空气质量研究现状与展望

黄 宇<sup>1,2</sup>, 李 荣<sup>1,2,3</sup>, 崔 龙<sup>1</sup>, 胡塔峰<sup>1,2</sup>, 樊 灏<sup>1</sup>, 苏 婷<sup>1</sup>, 曹军骥<sup>1,2</sup>,  
李顺诚<sup>4</sup>

1. 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 中国科学院气溶胶化学与物理重点实验室, 西安 710061

2. 中国科学院第四纪科学与全球变化卓越创新中心, 西安 710061

3. 中国科学院大学, 北京 100049

4. 香港理工大学 土木与环境工程系, 香港

**摘 要:**城市轨道交通因其运量大、效率高、能耗低等诸多优点, 成为城市公共交通的主要方式, 其中主要以地铁为主。虽然通勤者在地铁内停留时间短, 但因列车及乘客的活动, 其内自然通风不足, 空气质量差, 影响出行人员身体健康。研究表明: 颗粒物(PM)、挥发性有机物(VOCs)和细菌是主要的空气污染物。其中, 轨道交通颗粒物主要来源于列车与轨道之间的磨损, 且颗粒物中金属元素含量丰富, 遗传毒性较强。VOCs主要来源于地铁装饰物的挥发, 细菌与真菌等主要受客流量、通风、温度等因素影响。此外, 文章综合叙述了暴露于PM以外的各种空气污染物的健康风险。最后, 指出进一步优化列车运行条件、开发先进的空气净化装置, 是未来轨道列车空气质量研究与控制的方向。

**关键词:** 轨道列车; 空气质量标准; 颗粒物; VOCs

## Air quality standard and pollution of railway transit system

HUANG Yu<sup>1,2</sup>, LI Rong<sup>1,2,3</sup>, CUI Long<sup>1</sup>, HU Tafeng<sup>1,2</sup>, FAN Hao<sup>1</sup>, SU Ting<sup>1</sup>, CAO Junji<sup>1,2</sup>, LEE Shuncheng<sup>4</sup>

1. Key Laboratory of Aerosol Chemistry & Physics, State Key Laboratory of Loess and Quaternary Geology, Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710061, China

2. CAS Center for Excellence in Quaternary Science and Global Change, Xi'an 710061, China

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

4. Department of Civil and Environmental Engineering, The Hong Kong Polytechnic University, Hong Kong, China

**Abstract: Background, aim, and scope** Urban rail transit which is mainly based on subway is the main mode of urban public transportation because of its advantages, such as large volume, high efficiency and low energy consumption. Due to the activities of trains and passengers, although passengers stay in subway for a short time, the insufficient natural ventilation and poor air quality affects the health of commuters. What is more, many studies indicated that particulate matter (PM), volatile organic compounds (VOCs) and bacteria in the air were the main air pollutions. In order to summarize the research and related standards of air quality in railway transit system in various countries and regions, this paper is written. This paper summarizes the air quality of railway transit system,

收稿日期: 2019-11-10; 录用日期: 2020-01-02; 网络出版: 2020-01-08

Received Date: 2019-11-10; Accepted Date: 2020-01-02; Online first: 2020-01-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(41401567, 41573138)

Foundation Item: National Natural Science Foundation of China (41401567, 41573138)

通信作者: 黄 宇, E-mail: huangyu@ieecas.cn

Corresponding Author: HUANG Yu, E-mail: huangyu@ieecas.cn

引用格式: 黄 宇, 李 荣, 崔 龙, 等. 2020. 轨道交通列车内空气质量研究现状与展望[J]. 地球环境学报, 11(4): 345–363.

Citation: Huang Y, Li R, Cui L, et al. 2020. Air quality standard and pollution of railway transit system [J]. *Journal of Earth Environment*, 11(4): 345–363.

relevant laws and regulations, control measures, and puts forward the prospect. **Materials and methods** This review summarized detailedly the air quality standard, pollutant concentration levels, types of chemical substances, related sources and health risk assessment of railway transit (mainly subway). **Results** Among them, particles in rail transit mainly come from the wear and tear between trains and tracks. Studies have found that the concentration of rail train system is higher than the level of atmospheric environment, the exposure level of underground transportation system is also higher than that of surface transportation system, and the PM concentration level of subway platform is significantly higher than that of subway too. More importantly, the content of metal elements in the air of subway is rich and the genetic toxicity of them is strong. Studies have shown that the concentration and chemical composition of rail transit particles depend on many factors, such as outdoor air quality, differences in the depth and design of stations and tunnels, composition of wheel, track, brake pad and power supply materials. Furthermore, VOCs mainly come from the volatilization of subway decorations, whose exposure level is lower than that of road transportation, posing a carcinogenic risk to human body. CO<sub>2</sub> is mainly related to high passenger rate. Bacteria and fungi are mainly affected by passenger flow, ventilation, temperature and other factors. **Discussion** This paper analyzed the air quality guidelines of other countries which have reference significance for the establishment of air standards of railway carriages in China. Studies have shown that the concentration and chemical composition of rail transit particles depend on many factors, such as: outdoor air quality, differences in the depth and design of stations and tunnels, composition of wheel, track, brake pad and power supply materials, etc. Most studies have found higher levels of PM pollution in metro systems compared to outdoor ambient air. There were also significant differences in the levels of particulate matter in the platforms and carriages of subway systems. In subway PM samples, metal content was high, and commuters were exposed to a large amount of toxic metals during their commute. It is worth noting that subway particles contain a large number of metal elements, which cause greater damage to human health. Besides, the concentration of toluene and benzene in VOCs of urban rail transit is both high. The concentration difference among these studies is caused by different factors such as subway train running time, number of passengers, driving conditions and urban pollution level. Commuters exposed to VOCs in subway cars may cause perceived health problems and risks, and have a negative impact on health. Studies have found that formaldehyde inhalation can aggravate asthma symptoms, and benzene is a carcinogenic compound, which is closely related to the induction of leukemia. VOCs is commonly evaluated for human health risk as carcinogenic risk (LCR). However, CO<sub>2</sub> mainly comes from the breath of passengers, and the number of passengers and activity level are directly related to it. There is no CO source in the train, only the environmental concentration can affect the concentration in the train. Exposure to airborne microorganisms is often associated with adverse health effects, and bacteria are often considered the pathogens of infectious diseases. **Conclusions** The research on rail train air quality mainly focuses on subway system, including PM and VOCs. **Recommendations and perspectives** What is more, this paper states that the development direction of rail transit system is to optimize the air conditioning system, tires and brake devices, braking mode and filtration system. Additionally, advanced air purification devices are also necessary to improve air quality in subway stations. However, the development of effective and active countermeasures requires further study of particle characteristics, generation mechanism and exposure factors.

**Key words:** railway transit; air quality standard; particulate matter (PM); volatile organic compounds (VOCs)

室内微环境被认为是人类每天长时间接触各种空气污染物的主要来源 (Klepeis et al, 2001)。随着城市化进程的加快、大城市人口数量的激增以及城市公路交通的拥堵,使得城市轨道交通日

益得到各国政府的高度重视,同时作为一种快速安全的交通方式越来越被广大都市居民所认可。地铁是城市快速轨道交通的先驱,截至 2018 年 12 月 31 日,我国内地累计有 34 个城市建成投运城

铁线路 5761.4 km, 城轨交通全年累计完成客运量 210.7 亿人次, 其中北京工作日日均客运量超 1000 万人次 (中国城市轨道交通协会, 2019)。人们在地铁室内环境中空气污染物的暴露水平及相关健康风险评估已成为人们关注的重要问题。

地铁系统作为相对封闭的特殊环境, 自然通风不足, 地铁系统各内部部件排放的空气污染物, 以及通风送风所携带的空气污染物, 都是有害空气污染物的重要来源。各国地铁中颗粒物 (PM) 浓度水平是相应环境水平的 3—30 倍 (Adams, 2001; Kim et al, 2008; Raut et al, 2009), 因列车运行中与轨道的摩擦, 颗粒物中 Fe、Mn、Cr、Cu、Ni、Sr、Ba、Pb 等金属元素含量较高 (Aarnio et al, 2005; Seaton et al, 2005; Kang et al, 2008; Jung et al, 2010; Jung et al, 2012; Mugica-Álvarez et al, 2012; Cusack et al, 2015; Lu et al, 2015), 因此, 地铁 PM 的遗传毒性、肺癌风险是其他颗粒物的 3—8 倍 (Karlsson et al, 2005; Karlsson et al, 2006; Kam et al, 2013), 且在各交通工具中, 地铁是个人接触铁、锰、铬的主要来源 (Chillrud et al, 2004; Chillrud et al, 2005)。

地铁中较高浓度的芳香 VOCs 主要来源是地铁隧道和车站内存在的与溶剂有关的污染源 (Chan et al, 1991; Chan et al, 2002a; Shiohara et al, 2005)。虽然地铁内 VOCs 暴露水平低于道路运输等交通方式 (Chan et al, 2002a; Chan et al, 2003; Shiohara et al, 2005), 但研究发现, 上海地铁车厢甲醛和乙醛致癌风险分别约为  $3.2 \times 10^{-4}$  和  $3.7 \times 10^{-5}$  (Feng et al, 2010), 远远超过美国环保署规定的可接受阈值  $1 \times 10^{-6}$ 。在墨西哥城地铁中, 苯的致癌风险为  $1.2 \times 10^{-6} \sim 4.4 \times 10^{-6}$ , 甲醛为  $1.2 \times 10^{-5}$  (Shiohara et al, 2005)。如果暴露时间较长, 地铁车厢内 VOCs 对人体健康的危害仍不容忽视。CO<sub>2</sub> 主要来源于乘客的呼吸活动, 浓度过高会导致乘客昏睡 (USEPA, 1998)。细菌与真菌等主要受客流量、通风、温度等因素影响 (Li et al, 2006; Moreno et al, 2014; Hernández-Castillo et al, 2014)。

为降低轨道交通系统的污染物水平, 各国目前制定并实施了一些缓解措施。地铁站台屏蔽门 (PSD) 被认为是改善地铁空气质量的有效措施。在 PSD 系统安装前后 PM 浓度明显降低 (Kim

et al, 2012; Son et al, 2014; Han et al, 2015)。除 PSD 外, 采用适当的过滤系统也是减少封闭环境中颗粒物暴露的一种方法。在韩国新研制的地铁列车车厢顶棚内安装空气净化器, PM<sub>10</sub> 浓度分别从  $132.8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、 $154.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  下降到  $112.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  (效率 15.5%)、 $114.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  (效率 26.0%) (Kim et al, 2014)。轨道列车内关于 VOCs 净化研究较少, 采用活性炭为主的吸附剂组合的方法, 其 VOCs 去除率达 85% (Son et al, 2011)。但当今许多系统都很陈旧, 过滤、净化等缓解措施可能涉及直接成本, 需要大量投资和较长时间才能得以改善。

研究轨道交通空气质量标准及目前国内外空气质量现状对采取有效的空气污染控制措施至关重要。本文汇总了轨道列车相关的空气质量标准, 综述了国内外轨道列车 (地铁为主) 空气质量的研究成果, 包括污染物浓度水平、化学物质种类、相关来源和健康风险评价, 并对未来控制和改善轨道列车空气质量提供了科学指导。

## 1 轨道列车空气质量概括

### 1.1 颗粒物 (PM)

室内颗粒污染物因其在评价人体暴露于空气污染物及其不良健康影响中的优势作用, 近年来成为空气质量研究领域的一个重要课题。对交通通勤者尤其如此, 他们暴露于高颗粒污染水平并长时间接触污染物 (Gee and Raper, 1999; Chan et al, 2002a; Chan et al, 2002b)。从健康的角度看, 颗粒物可以通过呼吸系统进入人体肺部, 再通过肺部气血交换进入人体其他器官和脏器, 造成全身性的损伤。虽然室外气溶胶已有大量研究数据, 但公共交通系统用户接触这些颗粒的数据非常稀少, 特别是在地下火车站内。了解地铁系统不同区域 PM 浓度水平及元素组成特征, 识别主要排放源, 有利于提高颗粒物控制效率。

#### 1.1.1 颗粒物浓度水平

研究表明轨道交通颗粒物的浓度和化学成分取决于多种因素, 如: 室外空气质量, 车站和隧道在深度和设计上的差异, 车轮、轨道、刹车片及供电材料的组成, 电力系统, 制动机制, 列车速度和频率, 乘客密度, 通风和空调系统, 清洗频率以及其他操作条件 (Johansson and Johansson, 2003; Moreno et al, 2014; Kwon et al, 2015;



Martins et al, 2016)。统计分析表明,监测位置(地下、地面、站台或车厢内)对  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  浓度也有显著影响(Park and Ha, 2008)。

大量研究对地铁系统的空气质量进行了调查,其中大多数研究发现与室外环境空气相比,地铁系统 PM 的污染水平更高(表 1)。Cheng et al (2008) 统计结果显示,台北地铁站平均  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  水平分别为城市环境空气的 0.89—1.75 倍和 0.65—1.53 倍。首尔地铁系统站台  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  平均浓度明显高于相应环境水平,其  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  平均浓度为  $132.6 \mu g \cdot m^{-3}$ 、 $356.5 \mu g \cdot m^{-3}$ ,已超过

韩国地铁空气质量标准(Kim et al, 2008)。Kam et al (2011) 发现洛杉矶轻轨平台 PM 浓度与城市大气固定站点浓度相当,而地铁站的  $PM_{2.5}$ 、 $PM_{10}$  浓度分别是城市大气环境的 2.8 倍、2.5 倍。Aarnio et al (2005) 也发现赫尔辛基地铁站的  $PM_{2.5}$  日均浓度大约是街道空气质量监测站的 3—4 倍,是城市背景监测站的 5—6 倍。Johansson and Johansson (2003) 研究发现,斯德哥尔摩工作日和周日早上 7 点到晚上 7 点之间,地铁站站台的  $PM_{10}$  浓度几乎是繁忙街道的 5 倍, $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  浓度分别高达  $258 \mu g \cdot m^{-3}$ 、 $469 \mu g \cdot m^{-3}$ 。

表 1 各城市地铁系统与大气环境 PM 浓度水平  
Tab.1 PM concentrations in urban subway systems and atmospheric environments

城市 City	$PM_{2.5}/(\mu g \cdot m^{-3})$		$PM_{10}/(\mu g \cdot m^{-3})$		参考文献 Reference
	地铁 Subway	大气环境 Ambient	地铁 Subway	大气环境 Ambient	
台北 Taipei	37.5	30	50	53	Cheng et al (2008)
首尔 Seoul	132.6	102	356.5	155	Kim et al (2008)
洛杉矶 Los Angeles	地铁 Subway	40.4	54.8	30.7	Kam et al (2011)
	轻轨 Light rail	21.6	27.2		
赫尔辛基 Helsinki	53.5	17	—	—	Aarnio et al (2005)
斯德哥尔摩 Stockholm	258	23	469	98	Johansson and Johansson (2003)

轨道交通系统包括地下运输系统及地面运输系统,地下运输系统主要是地铁系统,地面运输系统主要包括轻轨、城际高铁、铁路运输。由于通风系统、人流量等影响,其 PM 水平也存在显著差异。北京轨道交通系统的列车空气质量监测结果表明,在列车运行中,城市地面交通系统中的颗粒物浓度远低于城市地下交通系统(Li et al, 2007)。表 2 汇总了各城市地下及地面轨道交通 PM 浓度:首尔地铁内 PM 浓度显著高于其他城市,洛杉矶地铁系统相对干净,由于该系统相对较新,其通风系统和制动技术可能比旧地铁系统更高效、更先进;赫尔辛基、那不勒斯等城市浓度也较低。研究表明地下列车内部空气质量受列车通风设置影响(Carteni et al, 2015; Li et al, 2007; Martins et al, 2016; Rivas et al, 2017a),环境封闭,污染物分散受阻,此外隧道效应明显(Rivas et al, 2017b),地下部分浓度会更高。另外, Rivas et al (2017b) 研究也发现,在可打开窗户的地下车厢和地下部分中,所有污染物的浓度都显著增加,相反,如果在地面部分,干净的空气进入列车反而会产生环境清洗效果。Kim et al

(2008) 认为大部分 PM 污染物是由于地铁系统在正常运行过程中,地铁车站内部环境的恶化以及地铁线路与列车车轮之间的摩擦等而分散无机金属粉尘到空气中,加之地铁车站通风不良,金属粉尘留在地下,从而地下平台上 PM 浓度较高,此研究也表明,站台上  $PM_{2.5}/PM_{10}$  的比值明显低于车厢内,在地下系统中易产生粗颗粒。

地铁站台是旅客候车、逗留的特殊环境,具有客流密度大、建筑结构封闭、无法与外界直接相通等特点(Ampofo et al, 2004)。大量研究表明地铁系统站台与车厢内颗粒物水平也存在显著差异。各城市地铁站台与车厢内  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  浓度对比如表 3 所示,由于站台列车和乘客的活动以及通风不良而使地铁站台的  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  浓度普遍高于车厢内。在台北,站台上  $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  水平明显高于列车车内,主要是由于列车或乘客的移动导致 PM 被重新悬浮在站台上,而列车运行过程中车厢内的空间被限制,PM 水平可以通过列车内部的空调迅速稀释(Cheng et al, 2008)。Kim et al (2008) 在首尔地铁工作区域(车站办公室、休息区、售票处和司机室)以及乘客区域(车

站区域、地铁车厢和站台)分别监测PM水平,也发现在站台、地铁车厢和司机室的PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>平均浓度相对较高。站区及站台的PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>水平超过了美国环境保护署(USEPA)规定的24小时可接受的PM<sub>2.5</sub>限值35 μg·m<sup>-3</sup>和PM<sub>10</sub>限值150 μg·m<sup>-3</sup>,除司机车厢内、站台、乘客车厢内的PM<sub>10</sub>浓度均高于韩国室内环境标准(150 μg·m<sup>-3</sup>)外,站台浓度最高可达480 μg·m<sup>-3</sup>。地铁运行过程中发生自然通风过程,在这种过程中,乘客车厢和司机室的PM浓度水平被稀释,但是地铁车站通

风不良,由列车损坏和车轮与铁路线之间的摩擦引起的金属粉尘易积累,从而地下站台的PM浓度较高。巴塞罗那地铁系统中,PM<sub>2.5</sub>浓度在不同位置存在明显差异,反映了通风设置、车站和隧道设计、列车频率和通勤密度等因素的影响(Kam et al, 2011)。巴塞罗那PM水平与其他城市相比较低,这主要是因为巴塞罗那地铁全年所有车厢的空调系统都在工作。此外,站台屏蔽门系统的实施有效降低了PM水平和金属浓度(Querol et al, 2012)。

表2 各城市地铁系统地下与地面PM浓度水平  
Tab.2 PM concentrations in urban underground and ground-level subway system

城市 City	PM <sub>2.5</sub> /(μg·m <sup>-3</sup> )				PM <sub>10</sub> /(μg·m <sup>-3</sup> )				场所 Site	参考文献 Reference
	地面	Ground-level	地下	Underground	地面	Ground-level	地下	Underground		
	平均值 Mean±SD	范围 Range	平均值 Mean±SD	范围 Range	平均值 Mean±SD	范围 Range	平均值 Mean±SD	范围 Range		
北京 Beijing	36.9±18.7	13.1—111	112.6±42.7	—	108±56	35.5—373	324.8±125.5	—	车厢内 Passenger car	Li et al (2006); Li et al (2007)
台北 Taipei	33	7—94	35	7—100	44	11—131	51	11—137	站台 Platform	Cheng et al (2008)
首尔 Seoul	115.6±8.6	—	105.4±14.4	—	123.0±6.6	—	129.3±20.9	—	站台 Platform	Park and Ha (2008)
	121.7±16.1	—	116.6±14.2	—	141.5±13.4	—	145.3±12.8	—	车厢内 Passenger car	
伦敦 London	9.6±1.9	—	72.5±1.3	—	15.6±2.2	—	132.6±1.7	—	站台 Platform	Rivas et al (2017b)
洛杉矶 Los Angeles	29.4±4.2	4—77	56.7±11.3	9—130	38.2±4.1	8—184	78.0±16.5	14—197	站台 Platform	Kam et al (2011)
	13.7±5.3	3—38	24.2±6.9	11—62	16.2±6.8	6—53	31.5±10.8	14—107	车厢内 Passenger car	
赫尔辛基 Helsinki	19	12—29	50	37—87	—	—	—	—	站台 Platform	Aarnio et al (2005)
那不勒斯 Naples	10±1	8—11	52	19—103	16±10	14—21	195	117—340	站台 Platform	Carteni et al (2015)

对于高铁, Xu et al (2013)发现车厢内的PM<sub>2.5</sub>浓度与载员状况、空调通风系统、车厢等级有关。高铁车厢内PM<sub>2.5</sub>浓度为70 μg·m<sup>-3</sup>。与地铁系统不同,乘客活动是高铁车厢内PM<sub>2.5</sub>的主要来源,PM<sub>2.5</sub>浓度与客运量呈线性关系,每节车厢增加80名乘客,PM<sub>2.5</sub>浓度上升0.04 mg·m<sup>-3</sup>。通风系统对车内PM<sub>2.5</sub>有显著去除作用,空气交换速率从2.7 h<sup>-1</sup>增加到12 h<sup>-1</sup>,浓度下降25%。

室外气溶胶水平通过通风系统、车站自动扶梯隧道和走廊显著影响地下运输系统的空气质量(Braniš, 2006)。街道上的通风格栅式通风系统,也很容易让街道上的机动车尾气释放出的细小颗粒渗透到地铁区域(Park and Ha, 2008)。因此PM在地铁系统中的比例相对高于室外。地下运输系统是一个封闭的空间,污染物更容易长时间积累,地面有效的通风系统能够有效降低PM,净化空气。站台上的PM浓度高于车内,列车车厢防止

站台和运行区域的污浊空气进入乘客区且车厢内空调系统易稀释污染物 (Cheng et al, 2008)。通

风是改善地铁系统内空气质量的主要因素 (Martins et al, 2015b)。

表 3 各城市地铁系统站台与车厢内 PM 浓度水平  
Tab.3 PM concentrations in platforms and carriages of subway systems in different cities

城市 City	PM <sub>2.5</sub> /( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		PM <sub>10</sub> /( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		场所 Site	参考文献 Reference
	平均值 Mean $\pm$ SD	范围 Range	平均值 Mean $\pm$ SD	范围 Range		
天津 Tianjin	151.43	62.5—274.31	—	—	车厢内 Passenger car	Wang et al (2016)
上海 Shanghai	287 $\pm$ 177	98—731	366 $\pm$ 193	81—975	车厢内 Passenger car	Ye et al (2010)
广州 Guangzhou	67 $\pm$ 30	26—123	—	—	车厢内 Passenger car	Chan et al (2002b)
香港 Hong Kong	33 $\pm$ 10	21—48	44 $\pm$ 16	23—85	车厢内 Passenger car	Chan et al (2002a)
台北 Taipei	35	7—100	51	11—137	站台 Platform	Cheng et al (2008)
	32	8—68	41	10—97	车厢内 Passenger car	
首尔 Seoul	129.0 $\pm$ 67.0	81.6—176.3	359.0 $\pm$ 171.3	237.8—480.1	站台 Platform	Kim et al (2008)
	125.5 $\pm$ 14.5	115.2—135.7	311.5 $\pm$ 26.6	28.68—356.1	车厢内 Passenger car	
伦敦 London	350	270—480	—	—	站台 Platform	Seaton et al (2005)
墨西哥城 Mexico City (中位数)	48.34	41—67	89.55	77—113	站台 Platform	Mugica-Álvarez et al (2012)
巴塞罗那 Barcelona	15	—	48	—	站台 Platform	Querol et al (2012)
	14.3	—	45	—	车厢内 Passenger car	

### 1.1.2 颗粒物元素组成

关于轨道交通微环境特别是地铁车站 PM 浓度水平的研究已有大量报道。然而, 地铁微环境下 PM 的元素组成特征更值得人们关注。大量研究已报道在地铁 PM 样品中金属含量较高, 通勤者在通勤途中会接触到大量有毒金属。

铁是地铁颗粒物中含量最丰富的元素, 其在上 海地铁 PM<sub>2.5</sub> 中的平均含量为 6.56  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , 是其在环境 PM<sub>2.5</sub> 中含量 (0.72  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 的近 10 倍 (Lu et al, 2015)。伦敦地铁粉尘粒子氧化铁含量占 67% (Seaton et al, 2005), 在墨西哥城 (Mugica-Álvarez et al, 2012) 和赫尔辛基 (Aarnio et al, 2005) 地铁 PM<sub>2.5</sub> 中也发现较高的铁含量。地铁 PM 中 Fe 的富集程度较高, 尤其是粗组分, 占 PM<sub>10</sub> 的 46% (Cusack et al, 2015)。南欧地铁系

统 (巴塞罗那、雅典和波尔图) 中 Fe 仍然是最丰富的元素, 占 PM<sub>2.5</sub> 总量的 29%—43%。韩国地铁隧道及站台中铁的相对丰度达 75%—91%, 颗粒物中的铁主要以铁氧化物 (FeO、Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) 形式存在 (Guo et al, 2014), 地铁颗粒中的铁主要为磁铁矿 (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>), 道路交通粒子主要为赤铁矿 (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) (Karlsson et al, 2005); 也有一些铁单质存在 (Jung et al, 2010)。铁氧化物内部与 Si、Ca、Ba、C 物质混合, 但含量较低且相对无害 (Kang et al, 2008; Jung et al, 2010; Jung et al, 2012)。地铁颗粒中的碳质可能源于铸铁中所含的碳 (Sitzmann et al, 1999), 也可能是磨损过程中产生的含铁颗粒物在地铁环境中的活性表面与挥发性有机碳 (VOC) 发生非均相氧化反应产生 (Jung et al, 2010)。



除铁外,地铁颗粒物中铜、锰、铬、镍含量也较高。墨西哥城地铁颗粒物中铜的相对丰度为30%—90%,仅次于铁(Mugica-Álvarez et al, 2012)。Gustafsson et al (2012)报道斯德哥尔摩地铁系统PM<sub>10</sub>中Cu和Zn的含量也较高,其次为Mn、Ti和Cr,主要来源于车辆制动系统。锰是我国钢轨的另一种成分(李国忠等, 2006; 夏志新等, 2008),上海地铁中锰的平均浓度为0.084 μg·m<sup>-3</sup>,是环境样品的2倍(Lu et al, 2015),墨西哥城中Mn的质量浓度是环境水平的2.6倍(Mugica-Álvarez et al, 2012),赫尔辛基高达0.32 μg·m<sup>-3</sup>。Furuya et al (2001)报道东京地铁站刹车磨损的主要成分是硫酸钡和重晶石,因此,地铁PM<sub>2.5</sub>中也包含Ba。Ga也是重要的元素,在电子产品中经常使用,同时刹车片也含有CaCO<sub>3</sub>(Lu et al, 2015)。此外,硅铝酸盐、SiO<sub>2</sub>、CaCO<sub>3</sub>等土源颗粒在地铁站台样品中也较丰富,上海地铁颗粒物中其相对丰度为6.0%—14.0%(Kang et al, 2008)。一些富含Si、Al和S的粒子可能来自地质材料(Mugica-Álvarez et al, 2012)和隧道内的施工活动(Sitzmann et al, 1999)。

这些非地壳微量金属元素Fe、Mn、Cr、Cu、Sr、Ba、Pb与地铁系统的运行有关,而Na、Mg、Al、K、Ca和Ti等主要来源于土壤的地壳化合物(Kam et al, 2011),在地铁系统内外没有显著差异(Lu et al, 2015),它涉及地铁微环境中外部空气粒子的影响,由通风网格和通勤者交通引入(Mugica-Álvarez et al, 2012)。

### 1.1.3 颗粒物来源

地铁系统PM来源可以分为室外污染源和地铁污染源,地铁污染源主要是由轨道、车轮、链状结构、刹车片、导电弓架等造成的。颗粒的产生过程,是从制动轮和轨道界面机械磨损产生的磁性金属薄片和碎片中释放,并经历了从金属铁到磁铁矿和镁铁矿的逐步大气氧化(Kam et al, 2011; Martins et al, 2015a; Moreno et al, 2015)。

Park et al (2012)发现首尔地铁隧道中的PM可以传输至地铁的火车车厢里,地铁中的颗粒物主要来源于列车和乘客的运动。如图1所示,地铁隧道PM<sub>10</sub>的主要来源是铁路、车轮和刹车磨损(59.6%)、油燃烧相关(17.0%)、二次气溶胶(10.0%)、电缆磨损(8.1%)和土壤道路灰尘

(5.4%)。Cheng et al (2008)发现粗PM是由车轮和轨道之间的摩擦,制动磨损和金属火花汽化产生。铁、锰、铬、镍、铜在地铁系统中含量最高(Chillrud et al, 2004; Aarnio et al, 2005; Salma et al, 2007)。Guo et al (2014)研究表明地铁系统内地壳成分(Na、Mg、Al、K、Ca、Ti)可能与周围空气有关,非地壳铁、锰、铬、镍、锶、钡等金属通常与轮轨磨损和制动磨损有关,铜可能来源于刹车系统。Kang et al (2008)研究表明含铁和硅的颗粒是由铁、玻璃纤维组成的刹车片与列车车轮之间的摩擦产生,含铁颗粒是在室内由轨道-车轮-刹车界面产生,而其他颗粒可能主要来自室外城市大气。Kam et al (2013)发现铁和其他钢铁相关元素(Mn、Mo、Ba、Cr、Co、Ni、Cd)在地铁颗粒中含量明显升高,很可能是由于钢轨和刹车之间的磨损过程。Jung et al (2010)也发现地铁粒子是由车轮和刹车产生。Colombi et al (2013)发现Fe、Ba、Sb、Mn和Cu主要是机械过程产生的,是站台PM<sub>10</sub>的主要组成元素。车轮、刹车和轨道磨损占PM<sub>10</sub>总质量的40%—73%,电缆磨损(铜和锌氧化物)占2%—3%。此外,还存在刹车和轮胎磨损,重新悬浮以前沉积在路面上的颗粒,通过化学和物理作用形成二次有机气溶胶等(Rivas et al, 2017b)。Querol et al (2012)发现橡胶轮系统比钢轮系统造成的颗粒物污染更少,电动制动系统产生的PM排放量比传统的制动垫更少,空调可极大地减少车厢内PM的暴露水平。

轨道交通系统的PM来源除自身运行产生的颗粒物外,还与大气环境中PM水平相关。有研究表明,PM也可以通过通风系统从外面的空气流入而产生,从而促进PM的混合和再悬浮(Braniš, 2006; Moreno et al, 2015; Park and Ha, 2008)。本地排放(如车辆交通、道路扬尘、列车运行)是地铁系统空气颗粒物的主要室外源(Kam et al, 2011)。

### 1.1.4 颗粒物健康风险

目前国内外大量研究已表明地铁PM污染严重。在乘用车上下班的过程中,由于靠近排放源,旅客暴露在高水平的交通污染物中。此外,在地铁通勤期间,磨损、火花和再悬浮颗粒可能导致高暴露水平的PM。由于潜在的高空气污染水平和长时间暴露,地铁乘客和工作人员的健康受到极大关注(Kim et al, 2011)。

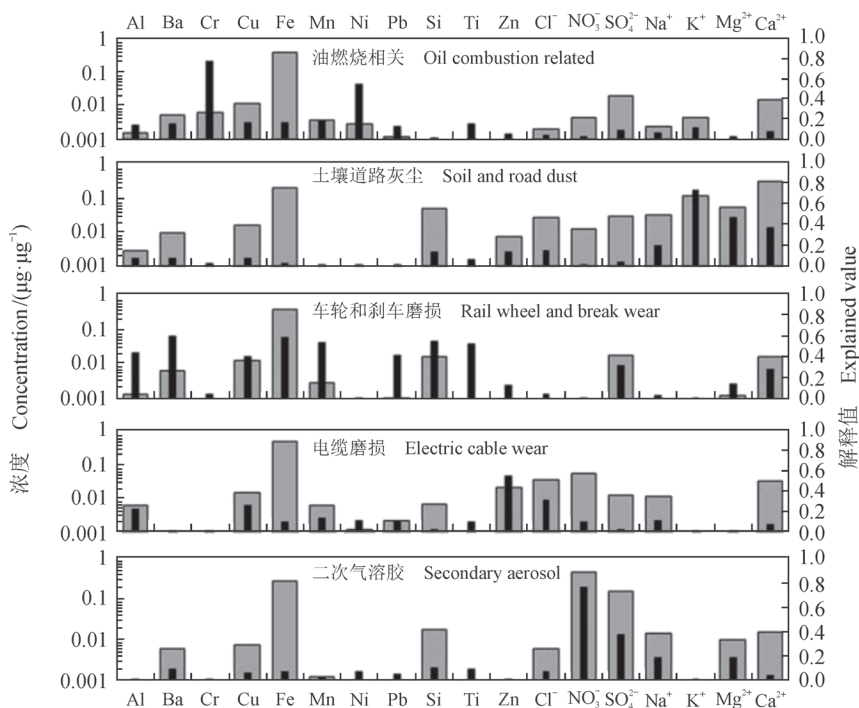


图 1 首尔地铁  $PM_{10}$  来源解析 (据 Park et al (2012) 修改)

Fig.1 Source apportionment of  $PM_{10}$  in Seoul metro system (modified from Park et al (2012))

大多数流行病学研究表明,可吸入颗粒物( $PM_{2.5}$ 、 $PM_{10}$ )与呼吸系统疾病和死亡率密切相关。人体长期暴露于较高水平  $PM_{2.5}$ 、 $PM_{10}$  的环境中,可引发多种疾病(肺部、心血管疾病以及肺癌),甚至导致死亡(Aumont et al, 2000; Cao et al, 2004; 何生全等, 2017)。李辉等(2013)认为  $PM_{2.5}$  比表面积大,能携带大量有害的物质如苯并芘、有毒重金属,甚至还能富集许多病原微生物,所以对机体造成的损伤可能更为严重。Liu et al (2015)以 120 位年轻健康受试者为研究对象,研究发现心率变异性指数的下降与  $PM_{2.5}$  浓度的增加有关。PM 被认为是引起炎症和毒性的主要污染物。暴露于都市环境 2 小时后,可观察到纤维蛋白原和调节白细胞显著增加(Nystrom et al, 2010)。

值得注意的是,地铁颗粒中含有大量金属元素,其对人体健康造成的损伤更大。不同 PM 类型(地铁、街道、木材和柴油燃烧等)的基因毒性和诱导炎症能力的实验结果表明:地铁 PM 的遗传毒性大约是其他颗粒物的 8 倍,而引起肺组织氧化应激的可能性是后者的 4 倍。主要是由于地铁颗粒中的铁主要为磁铁矿( $Fe_3O_4$ ),其晶体氧化物结构中同时具有  $Fe^{2+}$  和  $Fe^{3+}$ ,氧化能力更强;此外,富

铁颗粒形成的活性氧也可能导致细胞膜脂质过氧化而增加细胞对颗粒的吸收。因此,地铁颗粒物的高基因毒性颗粒物吸收增加也是部分原因(Karlsson et al, 2005; Karlsson et al, 2006)。Kam et al (2013)在洛杉矶比较了五种不同通勤环境中  $PM_{2.5}$  的组成和肺癌风险,结果显示:铁、铬和锰在地铁环境中较高,地铁中肺癌风险分别是高速公路和繁忙道路的 3.8 倍和 4.5 倍。伦敦通勤者血液中锰的含量高于出租车司机(Pfeifer et al, 1999),毒理学试验表明,高剂量的伦敦地铁颗粒具有细胞毒性和炎症潜能(Hurley et al, 2019)。对纽约市学生和工人接触铁、锰、铬的情况调查也发现地铁是这些元素的主要来源(Chillrud et al, 2004; Chillrud et al, 2005),地铁员工的 DNA-蛋白交联和血浆铬水平也明显高于公交车司机(Grass et al, 2010)。洛杉矶地铁颗粒的活性氧(ROS)活性分别比地面站点和城市环境空气中的 ROS 活性高 55% 和 65%(Kam et al, 2011)。Hwang et al (2017)对韩国儿童和成人在室内(地铁)环境中吸入  $PM_{10}$  相关的健康风险进行了评估,发现儿童  $PM_{10}$  的非致癌风险系数(HQ)为 1.3,成人为 0.5—0.6,地下地铁站中  $PM_{10}$  会对健康产生非癌症的不良影响,尤其是对儿童。



## 1.2 挥发性有机化合物 (VOCs)

通勤微环境被认为是一个重要的环境组成, 可以导致个人接触许多挥发性有机化合物, 其中包括被美国环境保护署列为已知或可疑致癌物的物质, 且该物质由于其毒性和潜在的健康危害, 可对人体健康带来不利影响。因此, 通勤者在日常通勤中暴露于挥发性有机化合物的问题也日益

受到关注。

### 1.2.1 挥发性有机化合物浓度水平

表4汇总了各城市轨道交通VOCs浓度水平, 其中甲苯与苯浓度都较高, 这些研究之间的浓度差异是由地铁列车运行时间、乘客数量、行车条件和城市污染水平等因素的不同而造成的 (Lau and Chan, 2003)。

表4 各城市轨道交通车厢内VOCs浓度水平  
Tab.4 VOCs concentration in urban rail transit carriages

城市 City	场所 Site	苯 Benzene ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	甲苯 Toluene ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	乙苯 Ethylbenzene ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	间,对-二甲苯 <i>m, p</i> -Xylene ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	邻二甲苯 <i>o</i> -Xylene ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	甲醛 Formaldehyde ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	参考文献 Reference
北京 Beijing	地面地铁 Ground-level subway	13.7	12.4	—	4.1	—	—	Li et al (2006)
广州 Guangzhou	地铁 Subway	7.6	38.0	5.6	4.6	4.7	—	Chan et al (2003)
上海 Shanghai	地面地铁 Ground-level subway	27.50	49.72	8.65	6.29	—	10.19	Gong et al (2017)
	地下地铁 Underground subway	33.48	62.47	10.16	3.49	—	11.11	
香港 Hong Kong	地铁 Subway	3.6	78.8	6.6	6.2	4.4	—	Lau and Chan (2003)
	轻轨 Light rail	3.0	31.3	2.7	2.3	1.7	—	
	广九铁路 Guangzhou— Kowloon Railway	3.8	34.9	4.4	3.4	2.4	—	
伯明翰 Birmingham	火车 Railway	24.3	64.9	5.6	18.0	5.0	—	Kim et al (2001)
墨西哥城 Mexico City	地铁 Subway	11.4	62.8	11.3	33.3	—	19.4	Shiohara et al (2005)
波士顿 Boston	地铁 Subway	6.9	30.8	2.5	9.8	3.6	4.5	Chan et al (1991)

北京地面轨道交通系统客车内苯的浓度居中, 远低于上海地铁 (Gong et al, 2017) 与伯明翰火车 (Kim et al, 2001), 甲苯浓度低于其他城市, 二甲苯的浓度与其他研究报道的浓度相近或较低; 芳香VOCs在上海、香港、伯明翰、墨西哥城浓度较高, 尤其是甲苯。苯、甲苯和二甲苯的浓度主要受环境空气浓度的影响, 在香港的研究也证明了这一点, Chan et al (2002a) 发现香港轻轨内挥发性有机化合物的平均含量略低于广九铁路, 是由于轻轨列车在街道和大气环境相对清

洁的郊区行驶, 与此相反, 广九铁路列车在部分市区行驶, 附近交通繁忙地区的车辆排放更容易污染车厢内空气。但是地下轨道的空气循环差和通风不良也会使VOCs水平高于地上轨道 (Gong et al, 2017), 此外, 地铁中较高浓度的芳香VOCs的主要原因是地铁隧道和车站内存在与溶剂有关的污染源 (Chan et al, 1991; Chan et al, 2002a; Shiohara et al, 2005)。甲苯、乙苯、二甲苯 (TEX) 是一些广泛用于各种建筑材料中作为溶剂的芳香烃 (Chao and Chan, 2001; Na and

Kim, 2001), 地铁站内装饰排放物(油漆、表面涂层)及座椅是可能的原因, 例如上海旧地铁车厢中(1993 年开始运行)芳香族 VOCs 的浓度是新地铁车厢(2010 年开始运行)的 1.2 倍, 是由于新地铁列车的空气过滤和涂装材料质量得到了改善(Gong et al, 2017)。高峰期与非高峰期 VOCs 浓度对比也证实了 VOCs 浓度水平与乘客数量无关(Chan et al, 2003; Li et al, 2006)。Shiohara et al (2005) 研究表明地铁通勤者在地下待的时间越长, VOCs 的暴露程度就越高, VOCs 最大浓度通常是平均的 2—4 倍, 尽管一个人每天在地铁通勤时间仅为 1.3—1.7 h (约为 24 h 的 5%—7%), 但通勤环境对乘客每日 VOCs 暴露的贡献率约为 10%—20%。

车内 VOCs 暴露水平受交通方式的影响较大。Chan et al (2003) 调查发现广州市道路运输(出租车和公交车)的挥发性有机化合物暴露水平明显高于铁路运输(地铁), 其中出租车苯的平均暴露量最高( $33.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), 其次是空调公交车( $13.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )和非空调公交车( $11.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), 苯在地铁中的暴露水平( $7.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )明显低于道路运输, 其他化合物的微环境变化与苯相似, 道路运输方式中苯的平均含量和 BTEX(苯、甲苯、乙苯、二甲苯)的总含量分别是地铁的 1.5—4.4 倍和 1.4—3.4 倍, 在香港、墨西哥城也出现相似的结果(Chan et al, 2002a; Shiohara et al, 2005), 汽车和微型公交车内 VOCs 的平均浓度均高于地铁列车。

各城市轨道列车中甲醛浓度水平差异较小, 上海地铁中甲醛浓度在  $4.47\text{—}23.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , 波士顿甲醛最高达  $14.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , 北京地铁甲醛浓度在  $15\text{—}27 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Pang and Mu, 2007), 暴露水平低于公交车( $13\text{—}94 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )与出租车( $13\text{—}34 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), 与在墨西哥城的研究一致(Shiohara et al, 2005)。地铁列车中的甲醛主要来源于车内材料的直接排放及大气中的光化学反应(Shiohara et al, 2005; Pang and Mu, 2007)。

### 1.2.2 挥发性有机化合物健康风险

通勤者在地铁车厢中接触 VOCs 可能会导致可感知的健康问题和风险, 对健康造成负面影响(Tagiyeva and Sheikh, 2014), 研究发现甲醛吸入可加重哮喘症状(Casset et al, 2005), 苯是一种致癌化合物, 与白血病的发生密切相关(周胜等, 2016)。VOCs 对人体健康风险常用致癌风险

(LCR)来评估(式(1)和(2)), LCR 代表致癌概率的大小, 美国环保署认为 LCR 大于  $10^{-6}$  即存在致癌风险(USEPA, 1991, 2009)。

$$EC_i = \frac{CA_i \times ET \times EF \times ED}{AT} \quad (1)$$

$$LCR_i = IUR_i \times EC_i \quad (2)$$

式中:  $EC_i$  为暴露浓度 ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ),  $CA_i$  为 VOCs 检测浓度 ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ),  $ET$  是暴露时间 ( $\text{h}\cdot\text{d}^{-1}$ ), 通常认为通勤者一天在地铁中等车及乘车的时间为 2 h,  $EF$  为暴露频率 ( $\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$ ),  $ED$  是暴露时间 (a),  $AT$  为平均时间 (h), 通常认为人一生时间为  $70 \text{ a} \times 365 \text{ d}\cdot\text{a}^{-1} \times 24 \text{ h}\cdot\text{d}^{-1}$ 。  $IUR_i$  是吸入单位风险 ( $\text{m}^3\cdot\mu\text{g}^{-1}$ ), 由美国综合风险资讯系统 (IRIS) 或环境健康危害评估办公室 (OEHHa) 发布。

Feng et al (2010) 按通勤者每天在站台等待或在地铁中 2 h 的暴露时间计算, 发现上海地铁车厢甲醛和乙醛致癌风险分别约为  $3.2 \times 10^{-4}$  和  $3.7 \times 10^{-5}$ , 远远超过美国环保署规定的可接受阈值  $1 \times 10^{-6}$  和世界卫生组织提出的可接受水平 ( $1 \times 10^{-6}\text{—}1 \times 10^{-5}$ )。由于地面线路受道路交通排放 VOCs 的影响, 地面线路车厢的 LCR 比地下线路条件下高 2.5% (Gong et al, 2017), 同样在墨西哥城乘地铁上下班的终生致癌风险 (LCR) 估计为  $1.3 \times 10^{-5}\text{—}1.7 \times 10^{-5}$ , 其中苯的致癌风险为  $1.2 \times 10^{-6}\text{—}4.4 \times 10^{-6}$ , 甲醛为  $1.2 \times 10^{-5}$  (Shiohara et al, 2005)。如果暴露时间较长, 例如地铁司机、员工等个人暴露水平将是目前水平的 3—4 倍。地铁车厢内 VOCs 暴露对人体健康的危害, 应进行长期监管, 以降低风险。

### 1.3 二氧化碳 (CO<sub>2</sub>) 与一氧化碳 (CO)

CO<sub>2</sub> 主要来源于乘客的呼吸, 人数及活动量与其有直接关系。CO<sub>2</sub> 浓度指标基本上能反映人体污染物散发的情况, 是一个重要的用于判断空调列车污染程度的参数。

由于车厢内人员拥挤, 空气质量恶化, CO<sub>2</sub> 等有害气体含量会增加, 氧含量减少, 加重了 CO<sub>2</sub> 在体内的蓄积, 抑制了中枢神经系统的活动, 从而会诱发旅客旅行性精神障碍(顾宏勋等, 1997)。刘隆华和曾青(2009)发现, 普通旅客列车硬座车厢内在气候变冷、车窗关闭的情况下, 严重超标时 CO<sub>2</sub> 体积百分比在 0.047%—2.367%, 超标率达 33.3% (标准为 0.15%)。Li et al (2006)

在北京地面轨道交通系统空气质量研究中发现,60%的CO<sub>2</sub>测量结果超出标准,很大程度上是因为高乘客率,CO<sub>2</sub>与旅客人数有很好的相关性( $R^2=0.807$ ),CO<sub>2</sub>主要受旅客数量的影响。在巴塞罗那地铁系统,CO<sub>2</sub>平均浓度\*为 $371\times 10^{-6}$ — $569\times 10^{-6}$ (Querol et al, 2012)。Park and Ha (2008)在首尔地铁内监测CO<sub>2</sub>浓度范围为 $1153\times 10^{-6}$ — $3377\times 10^{-6}$ (平均值为 $1775\times 10^{-6}$ ),列车内部缺乏新鲜空气。Park et al (2006)研究了地铁乘客非恶性呼吸和嗜睡症状,1105名乘客中有54.5%在乘坐地铁时经常感到嗜睡,经常感到困倦的受访者占40.2%,CO<sub>2</sub>浓度升高( $2000\times 10^{-6}$ — $5000\times 10^{-6}$ )会导致大多数人昏昏欲睡(USEPA, 1998)。

轨道列车内没有CO源,只有环境浓度才能影响列车内CO浓度。北京列车内CO监测发现,冬季的CO浓度大于夏季( $p<0.01$ ),由于北京冬季供暖,冬季环境CO浓度高于夏季,这可能是造成客车内部CO浓度季节变化的原因(Li et al, 2006)。首尔地铁内CO的平均水平非常低,监测时间内浓度在 $0.1\times 10^{-6}$ — $1\times 10^{-6}$ ,与巴塞罗那地铁系统水平接近( $<1\times 10^{-6}$ )(Querol et al, 2012),最高的CO值通常出现在列车进站时(Park and Ha, 2008),这些水平与台北观测到的结果类似(Cheng and Yan, 2011),但远低于墨西哥城地铁最高水平 $8\times 10^{-6}$ (Gómez-Perales et al, 2004)。Gómez-Perales et al (2004)研究也表明,墨西哥城城市公共交通中,通勤者在小型公交车中的CO暴露浓度最高( $24\times 10^{-6}$ ),地铁中最低( $4\times 10^{-6}$ )。

#### 1.4 细菌与真菌

暴露于空气中的微生物往往与不良健康影响有关,细菌通常被认为是传染病的病原体。细菌也产生内毒素,内毒素作为刺激物,在高水平引起流感症状(Douwes et al, 2003)。真菌与过敏性呼吸道疾病尤其是哮喘有密切关系(Pekkanen et al, 2007)。人类暴露于各种环境中的生物气溶胶中,如办公楼、住宅和公共场所,已被证明会产生若干不良健康影响,轨道交通因客流量大、通风条件差,生物气溶胶也是评价轨道列车空气质量的重要指标。

Dong and Yao (2010)对北京办公室、医

院、学生宿舍、火车站、地铁和商业街六个地点采集空气样本研究发现:地铁系统的可培养细菌( $12639\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ )和真菌( $1806\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ )比火车站以外的其他地方浓度均较高,火车站高达 $12083\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ 、 $1806\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ ,主要是因为地铁缺乏直接的大气辐射,太阳辐射已被证明对室外细菌和真菌有致命的影响(Lighthart, 1997; Paez-Rubio and Peccia, 2005; Sichel et al, 2007)。对于火车站来说,人流量要高得多,故而浓度更高,因为人也是生物气溶胶的来源(Dybwad et al, 2012)。Cho et al (2006)也证明了这一点,早晚高峰时段空气中真菌浓度明显高于非高峰时段,进一步的回归分析表明,乘客数量对空气中真菌水平的影响比列车频率更大,乘客和列车产生的空气湍流很可能导致真菌粉尘重新悬浮在空气中。Hernández-Castillo et al (2014)研究也发现在最拥挤的站台细菌浓度相应最高。

韩国地铁站空气中检测到总细菌浓度达 $4997\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ ,几何平均值为 $191\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ ,其中4个站点超过韩国室内生物气溶胶指南 $800\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ (Hwang et al, 2010)。在墨西哥城地铁中共发现57种真菌和61种细菌菌落,地铁内细菌( $1$ — $484\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ )和真菌( $51$ — $715\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ )的浓度是室外细菌( $1$ — $68\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ )和真菌( $6$ — $80\text{ CFU}\cdot\text{m}^{-3}$ )的8倍。大多数细菌被鉴定为革兰氏阳性芽孢短杆菌,而数量最多的真菌被鉴定为曲霉、青霉和交替孢霉(Hernández-Castillo et al, 2014)。米兰地铁站台空气中发现了4个优势属:枝孢杆菌属、青霉菌属、表生菌属和交替菌属(Picco and Rodolfi, 2000)。挪威地铁站共鉴定37个不同属,以芽孢杆菌属、微球菌属和葡萄球菌属为主(Dybwad et al, 2012)。

可培养的空气传播真菌与各种环境因素存在显著相关性,包括站台屏蔽门、温度、相对湿度和乘客数量(Hwang et al, 2016)。空气颗粒物与真菌之间存在正相关关系(Kawasaki et al, 2010)。此外, Hernández-Castillo et al (2014)发现地铁随深度增加,微生物浓度显著增加,深度越深,站台封闭及通风不良,在干热季节,温度越高,空气中的细菌浓度由于温度的升高而升高,因此,建议在较深的车站改善通风系统。

\* 本文1.3节所指CO<sub>2</sub>和CO浓度均为体积浓度。



## 2 车厢空气质量标准与控制

我国当前对轨道交通列车空气质量方面的研究较少, 依照本国国情建立的车站空气卫生标准体系尚不健全, 同时, 国内外关于轨道交通运输系统空气质量评价标准的建立受到越来越多专家学者的关注。

当前轨道列车的空气质量没有特定的评判标准, 车内空气参数标准也没有相关的规定。因此, 在研究车厢空气质量并研究相关标准时, 通常参考室内环境品质评价标准。由于可以影响室内空气质量的污染物有很多种类, 不能一一进行界定和监测, 通常选择一些有代表性的污染物作为室内空气质量标准的评价指标。

关于室内空气品质的评价标准, 世界各地有很大的不同。表 5 汇总了各地室内空气质量及公共交通室内空气质量标准的要求, 主要指标涉及总挥发性有机物 (TVOC)、CO<sub>2</sub>、CO、甲醛、可吸入颗粒物及菌落总数。目前很多国家和地区还没有出台针对轨道列车空气质量的标准, 我国香港与韩国对公共交通室内 CO<sub>2</sub> 与 PM<sub>10</sub> 做了明确规定。我国主要参考 GB/T 17220—1998《公共场所卫生监测技术规范》、GB 9672—1996《公共交通等候室卫生标准》、GB/T 18883—2002《室内空气质量标准》、GB 50157—2003《地铁设计规范》等来规范轨道列车内和站台的空气质量。总挥发性有机物遵照室内空气质量标准, 参考限值为 0.6 mg·m<sup>-3</sup> (8 h); CO 各地标准较统一, 小时均值不超过 10 mg·m<sup>-3</sup>; CO<sub>2</sub> 公共交通标准高于室内标准。其他各国和地区参考世界卫生组织及美国环保署室内标准。

尽管我国轨道交通列车室内相关标准体系尚不健全, 但对于小于 9 座的民用乘用车出台了《乘用车内空气质量评价指南》(GB/T 27630—2011)。指南中对经国际认定、车内需要进行控制的 8 种大气挥发性有机化合物做了明确规定 (表 6), 韩国、日本也对乘用车内有机物浓度给了参考限值。韩国对于苯、二甲苯的要求更严格, 甲醛则较我国宽松, 日本除乙苯外, 各化合物限值都更严格。苯、甲苯、乙苯、二甲苯、苯乙烯有致癌、致畸性; 甲醛、乙醛、丙烯醛有致癌作用。各国乘用车内空气质量评价指南对于轨道列车车厢空气标准的建立有一定参考意义。

## 3 控制措施

根据已有研究, 颗粒物、VOCs、CO<sub>2</sub> 和空气中的细菌与真菌是轨道交通中的主要空气污染物。为降低交通系统的污染物水平, 多个国家制定并实施了各项缓解措施。

对于颗粒物, 首先主要方法是减少 PM 的产生。Mosleh and Khemet (2006) 报道了径向沟槽对制动盘在减少磨损碎片方面的积极作用。刹车片材料的选择对颗粒的排放率 (Abbasi et al, 2012a) 和所排放的物质都有影响。此外, 电动制动器减少了机械制动的使用, 从而也能减少颗粒物的排放 (Abbasi et al, 2012b), 因此, 最佳的材料选择可以降低对健康不利影响的风险。其次是隧道和围护结构的通风措施及净化装置, 旨在控制和限制浓度。站台屏蔽门 (PSD) 被认为是改善地铁空气质量的有效措施。在 PSD 系统安装前后连续监测 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 浓度, 安装后平均 PM<sub>10</sub> 浓度与前期相比, 明显减少了 16%—30% (Kim et al, 2012; Son et al, 2014; Han et al, 2015)。Li and You (2011) 评估了一个与 PSD 集成的通风系统, 结果表明该系统达到了室内空气质量要求, 节约了能耗。近年来, 在新建的地铁平台上, PSD 安装较为普遍。新建的 PSD 地铁线路 PM<sub>2.5</sub> 浓度低于传统系统。由于安装了空气过滤器的空调系统, 列车内部的颗粒物浓度普遍低于站台 (Martins et al, 2015b)。除 PSD 外, 采用适当的过滤系统是减少封闭环境中颗粒物暴露的一种有效方法。在韩国新研制的地铁列车车厢顶棚内安装空气净化器后, 两个地铁线路的 PM<sub>10</sub> 浓度分别从 132.8 μg·m<sup>-3</sup>、154.4 μg·m<sup>-3</sup> 下降到 112.2 μg·m<sup>-3</sup> (下降效率 15.5%)、114.2 μg·m<sup>-3</sup> (下降效率 26.0%) (Kim et al, 2014)。由于含铁粒子是地铁系统中含量最丰富的粒子, 因此地铁站的 PM 水平可以通过使用磁体或其他方式去除含铁的磁性粒子来控制地铁站 PM 水平 (Jung et al, 2012)。Son et al (2014) 研究了磁性过滤器在地铁隧道中, 在 60 Hz 风机频率下, PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>1</sub> 去除率分别达 52%、46%、38%。

关于 VOCs 轨道系统内的净化研究较少, Son et al (2011) 采用吸附剂组合的方法, 对高流量、低浓度地铁环境中的挥发性有机物 (VOCs: BTEX) 进行了去除研究。结果表明, 随着活性炭比表面积和厚度的增加, 活性炭的去除效率提高; 颗粒活性炭含量越高, 其性能越好。将该净化器

应用于地铁通风系统时, VOCs 的去除率达 85%。

综上所述, 轨道交通空气质量的改善需要选择最佳的材料、更有效的通风系统、过滤系统和净化装置。今天的地铁系统可以通过适当的设计

和控制以及现代化的车辆在一定程度上降低颗粒物浓度。但当今许多系统都很陈旧, 过滤、净化等缓解措施可能涉及直接成本, 需要大量投资和较长时间才能得以改善。

表 5 空气质量标准汇总  
Tab.5 The summary of indoor air quality standard

标准 Standard	场所 Site	总挥发性 有机化合物 TVOC /(mg·m <sup>-3</sup> )	CO	CO <sub>2</sub> /%	可吸入颗粒物 PM <sub>10</sub> /(mg·m <sup>-3</sup> )	甲醛 Formaldehyde /(mg·m <sup>-3</sup> )	菌落总数 Aerobic bacterial count /(CFU·m <sup>-3</sup> )
室内空气质量标准 Indoor air quality standards (GB/T 18883—2002)	室内 Indoor	0.60 (8 h)	10 (1 h) /(mg·m <sup>-3</sup> )	0.10	0.15 (24 h)	0.1 (1 h)	2500
公共交通工具卫生标准 Sanitation standards for public transportation (GB 9673—1996)	旅客列车车厢 Passenger train	—	≤10 mg·m <sup>-3</sup>	≤0.15	≤0.25	—	4000
	轮船客舱 The ship cabin	—	≤10 mg·m <sup>-3</sup>	≤0.15	≤0.25	—	4000
	飞机客舱 The aircraft cabin	—	≤10 mg·m <sup>-3</sup>	≤0.15	≤0.25	—	2500
地铁设计规范 Subway design specification (GB 50157—2003)	地铁 Subway	—	—	0.15	0.25	—	—
香港公共交通室 内空气质量指引 Guidelines on indoor air quality on public transport in Hong Kong, China	公共交通 Public transport	Level 1	—	—	0.25	—	—
		Level 2	—	—	0.35	—	—
台湾室内空气质量管理法 TIAQMA	室内 Indoor	—	10 mg·m <sup>-3</sup> (8 h)	0.10 (8 h)	0.075 (24 h)	0.1 (1 h)	2500
韩国公共交通室 内空气质量管理 指南 Guidelines for indoor air quality management on public transport in South Korea	地铁 Subway	Level 1	—	≤0.25	≤0.2	—	—
	火车、公交 Train, bus	Level 1	—	≤0.20	≤0.15	—	—
	地铁 Subway	Level 2	—	≤0.35	≤0.25	—	—
日本 (建筑卫生管理法) Japan (building health management law)	室内 Indoor	Level 1	—	≤0.3	≤0.2	—	—
		Level 2	—	≤0.3	≤0.2	—	—
世界卫生组织室内 空气质量指南 (2010) WHO guidelines for indoor air quality (2010)	室内 Indoor	Level 1	—	10×10 <sup>-6</sup> (体积浓度) 10×10 <sup>-6</sup> (volume concentration)	0.10	0.15	—
		Level 2	—	10×10 <sup>-6</sup> (8 h 体 积浓度) 10×10 <sup>-6</sup> (8 h volume concentration)	—	—	0.1 (30 min)
USEPA	—	—	—	10 (8 h)	—	≤0.15 (24 h)	—

表 6 乘用车空气质量评价指南  
Tab.6 Guidelines for air quality evaluation of passenger vehicles

序号 Number	项目 Compound	浓度要求 Concentration command/(mg·m <sup>-3</sup> )			
		中国 China	韩国 Korea	日本 Japan	
1	苯 Benzene	≤0.11	≤0.03	—	
2	甲苯 Methylbenzene	≤1.10	≤1.00	≤0.26	
3	二甲苯 Xylene	≤1.50	≤0.87	≤0.87	
4	乙苯 Ethylbenzene	≤1.50	≤1.60	≤3.80	
5	苯乙烯 Styrene	≤0.26	≤0.30	≤0.22	
6	甲醛 Formaldehyde	≤0.10	≤0.25	≤0.10	
7	乙醛 acetaldehyde	≤0.05	—	≤0.048	
8	丙烯醛 acrolein	≤0.05	—	—	

#### 4 结论与展望

随着轨道交通列车的发展,我国香港、韩国等对轨道列车空气质量也出台了相关标准,我国内地也对于地铁设计、公共交通卫生等做了严格规定,严格控制车辆内装饰材料有害物质限量。

目前,国内外研究者对轨道列车空气质量的研究主要集中在地铁系统,主要包括 PM 及 VOCs 研究,多数研究表明轨道列车空气质量较城市环境差,地下轨道运输系统污染较地面轨道交通运输污染严重,主要是由于地下封闭,通风条件差而导致污染物积累。因车厢空间小,空调系统易稀释污染物,故而地铁站台颗粒物水平也明显高于车厢内。各地区轨道列车空气质量差异显著,主要是由于列车空调设施配置、轮胎与刹车装置配置、列车运行频次等不同。地铁系统 VOCs 暴露水平低于道路运输,其主要来源于地铁装饰物的挥发。CO<sub>2</sub> 主要来源于乘客的呼吸活动,浓度过高会导致乘客昏睡。此外地铁颗粒物中金属元素丰富,未来不应只关注单一元素的浓度,而应综合考虑铁、铜、铬、锰、钠、铝、硅、钙等对健康的不利影响。而且对于敏感人群(如儿童和已有呼吸道疾病的人)、高职业性接触人群(如轮盘车床操作员、地下轨道维护人员和驾驶员等)的有害健康影响必须进行深入研究。此外,各种空气污染物的慢性健康风险也应深入研究。

封闭轨道交通环境中可能存在的颗粒物排放毒性和高浓度是一个值得关注的问题,从预防原则来看,应降低颗粒物浓度。根据以往研究结论与经验,可以完善优化轨道交通列车的空调系统、改善轮胎与刹车装置、优化制动模式、完善过滤系统、进一步开发先进的空气净化装置,以改善

地铁站内空气质量,这也是今后轨道交通列车发展的方向。此外,制定适用于地下轨道交通系统内空气质量的标准也迫在眉睫,但是为了制定有效和主动的对策,还需要在未来进一步研究粒子特征、产生机制和暴露因素等。

#### 参考文献

- 顾宏勋,李如锐,李学江,等. 1997. 列车环境与旅客精神障碍关系的研究[J]. 环境与健康杂志, 14(1): 13–15.
- [Gu H X, Li R R. 1997. The research about relationship between environment and the spirit obstacle among passengers in the carriage [J]. *Journal of Environment and Health*, 14(1): 13–15.]
- 何生全,金龙哲,吴 祥,等. 2017. 北京典型地铁系统可吸入颗粒物实测研究[J]. 安全与环境工程, 24(1): 40–44, 50. [He S Q, Jin L Z, Wu X, et al. 2017. Field measurement research of inhalable particles in Beijing typical subway system [J]. *Safety and Environmental Engineering*, 24(1): 40–44, 50.]
- 李国忠,简 龙,陈伟庆,等. 2006. 钙处理对含 0.048%—0.065% S 中碳结构钢中硫化物的影响[J]. 特殊钢, 27(3): 23–25. [Li G Z, Jian L, Chen W Q. 2006. Effect of Ca-treatment on sulphide inclusions in 0.048%—0.065% S medium-carbon structure steel [J]. *Special Steel*, 27(3): 23–25.]
- 李 辉,郭家秀,尹华强. 2013. PM<sub>2.5</sub> 对人体健康的影响研究进展[J]. 四川化工, 16(1): 52–54. [Li H, Guo J X, Yin H Q. 2013. Research progress of PM<sub>2.5</sub> effects on human health [J]. *Sichuan Chemical Industry*, 16(1): 52–54.]
- 刘隆华,曾 青. 2009. 普通旅客列车硬座车厢空气污染状况调查[J]. 职业与健康, 25(5): 519–520. [Liu L H, Zeng Q. 2009. Investigation of air pollution in hard seat carriage



- of ordinary train [J]. *Occupation and Health*, 25(5): 519–520.]
- 夏志新, 叶冰, 杨卓越, 等. 2008. 不同冶炼工艺对硫化物夹杂形态特征的影响 [J]. *钢铁*, 43(7): 41–43, 71. [Xia Z X, Ye B, Yang Z Y, et al. 2008. Effect of metallurgical process on morphology and size distribution of MnS inclusions [J]. *Iron and Steel*, 43(7): 41–43, 71.]
- 中国城市轨道交通协会. 2019. 城市轨道交通 2018 年度统计和分析报告 [R]. [China Association of Metros. 2019. Annual statistics and analysis report of urban rail transit in 2018 [R].]
- 周胜, 周艳凤, 刘想想, 等. 2016. 母源性苯暴露对儿童急性淋巴细胞白血病影响的 Meta 分析 [J]. *公共卫生与预防医学*, 27(1): 24–28. [Zhou S, Zhou Y F, Liu X X, et al. 2016. Maternal benzene exposure during pregnancy and risk for childhood acute lymphoblastic leukemia: a Meta-analysis of epidemiologic studies [J]. *Journal of Public Health and Preventive Medicine*, 27(1): 24–28.]
- Aarnio P, Yli-Tuomi T, Kousa A, et al. 2005. The concentrations and composition of and exposure to fine particles ( $PM_{2.5}$ ) in the Helsinki subway system [J]. *Atmospheric Environment*, 39(28): 5059–5066.
- Abbasi S, Jansson A, Olander L, et al. 2012a. A pin-on-disc study of the rate of airborne wear particle emissions from railway braking materials [J]. *Wear*, 284/285: 18–29.
- Abbasi S, Olander L, Larsson C, et al. 2012b. A field test study of airborne wear particles from a running regional train [J]. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part F: Journal of Rail and Rapid Transit*, 226(1): 95–109.
- Adams H S, Nieuwenhuijsen M J, Colville R N, et al. 2001. Fine particle ( $PM_{2.5}$ ) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK [J]. *Science of the Total Environment*, 279(1/2/3): 29–44.
- Ampofo F, Maidment G, Missenden J. 2004. Underground railway environment in the UK part 1: review of thermal comfort [J]. *Applied Thermal Engineering*, 24(5/6): 611–631.
- Aumont B, Madronich S, Bey I, et al. 2000. Contribution of secondary VOC to the composition of aqueous atmospheric particles: a modeling approach [J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 35(1): 59–75.
- Braniš M. 2006. The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and trains of the Prague underground transport system [J]. *Atmospheric Environment*, 40(2): 348–356.
- Cao J J, Lee S C, Ho K F, et al. 2004. Spatial and seasonal variations of atmospheric organic carbon and elemental carbon in Pearl River Delta Region, China [J]. *Atmospheric Environment*, 38(27): 4447–4456.
- Carteni A, Cascetta F, Campana S. 2015. Underground and ground-level particulate matter concentrations in an Italian metro system [J]. *Atmospheric Environment*, 101: 328–337.
- Casset A, Marchand C, Le Calvé S, et al. 2005. Human exposure chamber for known formaldehyde levels: generation and validation [J]. *Indoor and Built Environment*, 14(2): 173–182.
- Chan C C, Spengler J D, Özkaynak H, et al. 1991. Commuter exposures to VOCs in Boston, Massachusetts [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41(12): 1594–1600.
- Chan L Y, Lau W L, Lee S C, et al. 2002a. Commuter exposure to particulate matter in public transportation modes in Hong Kong [J]. *Atmospheric Environment*, 36(21): 3363–3373.
- Chan L Y, Lau W L, Wang X M, et al. 2003. Preliminary measurements of aromatic VOCs in public transportation modes in Guangzhou, China [J]. *Environment International*, 29(4): 429–435.
- Chan L Y, Lau W L, Zou S C, et al. 2002b. Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China [J]. *Atmospheric Environment*, 36(38): 5831–5840.
- Chao C Y, Chan G Y. 2001. Quantification of indoor VOCs in twenty mechanically ventilated buildings in Hong Kong [J]. *Atmospheric Environment*, 35(34): 5895–5913.
- Cheng Y H, Lin Y L, Liu C C. 2008. Levels of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  in Taipei rapid transit system [J]. *Atmospheric Environment*, 42(31): 7242–7249.
- Cheng Y H, Yan J W. 2011. Comparisons of particulate matter, CO, and  $CO_2$  levels in underground and ground-level stations in the Taipei mass rapid transit system [J]. *Atmospheric Environment*, 45(28): 4882–4891.
- Chillrud S N, Epstein D, Ross J M, et al. 2004. Elevated

- airborne exposures of teenagers to manganese, chromium, and iron from steel dust and New York City's subway system [J]. *Environmental Science & Technology*, 38(3): 732–737.
- Chillrud S N, Grass D, Ross J M, et al. 2005. Steel dust in the New York City subway system as a source of manganese, chromium, and iron exposures for transit workers [J]. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 82(1): 33–42.
- Cho J H, Hee Min K, Paik N W. 2006. Temporal variation of airborne fungi concentrations and related factors in subway stations in Seoul, Korea [J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 209(3): 249–255.
- Colombi C, Angius S, Gianelle V, et al. 2013. Particulate matter concentrations, physical characteristics and elemental composition in the Milan underground transport system [J]. *Atmospheric Environment*, 70: 166–178.
- Cusack M, Talbot N, Ondráček J, et al. 2015. Variability of aerosols and chemical composition of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>1</sub> on a platform of the Prague underground metro [J]. *Atmospheric Environment*, 118: 176–183.
- Dong S F, Yao M S. 2010. Exposure assessment in Beijing, China: biological agents, ultrafine particles, and lead [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170(1/2/3/4): 331–343.
- Douwes J, Thorne P, Pearce N, et al. 2003. Bioaerosol health effects and exposure assessment: progress and prospects [J]. *The Annals of Occupational Hygiene*, 47(3): 187–200.
- Dybwad M, Granum P E, Bruheim P, et al. 2012. Characterization of airborne bacteria at an underground subway station [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(6): 1917–1929.
- Feng Y L, Mu C C, Zhai J Q, et al. 2010. Characteristics and personal exposures of carbonyl compounds in the subway stations and in-subway trains of Shanghai, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1/2/3): 574–582.
- Furuya K, Kudo Y, Okinaga K, et al. 2001. Seasonal variation and their characterization of suspended particulate matter in the air of subway stations [J]. *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 19(4): 469–485.
- Gee I L, Raper D W. 1999. Commuter exposure to respirable particles inside buses and by bicycle [J]. *Science of the Total Environment*, 235(1/2/3): 403–405.
- Gómez-Perales J E, Colville R N, Nieuwenhuijsen M J, et al. 2004. Commuters' exposure to PM<sub>2.5</sub>, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City [J]. *Atmospheric Environment*, 38(8): 1219–1229.
- Gong Y, Wei Y J, Cheng J H, et al. 2017. Health risk assessment and personal exposure to volatile organic compounds (VOCs) in metro carriages— a case study in Shanghai, China [J]. *Science of the Total Environment*, 574: 1432–1438.
- Grass D S, Ross J M, Family F, et al. 2010. Airborne particulate metals in the New York City subway: a pilot study to assess the potential for health impacts [J]. *Environmental Research*, 110(1): 1–11.
- Guo L, Hu Y J, Hu Q Q, et al. 2014. Characteristics and chemical compositions of particulate matter collected at the selected metro stations of Shanghai, China [J]. *Science of the Total Environment*, 496: 443–452.
- Gustafsson M, Blomqvist G, Swietlicki E, et al. 2012. Inhalable railroad particles at ground level and subterranean stations— physical and chemical properties and relation to train traffic [J]. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 17(3): 277–285.
- Han H, Lee J Y, Jang K J. 2015. Effect of platform screen doors on the indoor air environment of an underground subway station [J]. *Indoor and Built Environment*, 24(5): 672–681.
- Hernández-Castillo O, Mugica-Álvarez V, Castañeda-Briones M T, et al. 2014. Aerobiological study in the Mexico City subway system [J]. *Aerobiologia*, 30(4): 357–367.
- Hurley J F, Cherrie J W, Donaldson K, et al. 2019. Assessment of health effects of long-term occupational exposure to tunnel dust in the London underground [R]. Institute of Occupational Medicine (IOM), Research Report TM/03/02.
- Hwang S H, Jang S, Park W M, et al. 2016. Concentrations and identification of culturable airborne fungi in underground stations of the Seoul metro [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(20): 20680–20686.
- Hwang S H, Park W M, Park J B, et al. 2017. Characteristics of PM<sub>10</sub> and CO<sub>2</sub> concentrations on 100 underground subway station platforms in 2014 and 2015 [J]. *Atmospheric Environment*, 167: 143–149.
- Hwang S H, Yoon C S, Ryu K N, et al. 2010. Assessment of

- airborne environmental bacteria and related factors in 25 underground railway stations in Seoul, Korea [J]. *Atmospheric Environment*, 44(13): 1658–1662.
- Johansson C, Johansson P Å. 2003. Particulate matter in the underground of Stockholm [J]. *Atmospheric Environment*, 37(1): 3–9.
- Jung H J, Kim B W, Ryu J Y, et al. 2010. Source identification of particulate matter collected at underground subway stations in Seoul, Korea using quantitative single-particle analysis [J]. *Atmospheric Environment*, 44(19): 2287–2293.
- Jung H J, Kim B, Malek M A, et al. 2012. Chemical speciation of size-segregated floor dusts and airborne magnetic particles collected at underground subway stations in Seoul, Korea [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 213/214: 331–340.
- Kam W, Cheung K, Daher N, et al. 2011. Particulate matter (PM) concentrations in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles Metro [J]. *Atmospheric Environment*, 45(8): 1506–1516.
- Kam W, Delfino R J, Schauer J J, et al. 2013. A comparative assessment of PM<sub>2.5</sub> exposures in light-rail, subway, freeway, and surface street environments in Los Angeles and estimated lung cancer risk [J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(1): 234–243.
- Kang S, Hwang H J, Park Y M, et al. 2008. Chemical compositions of subway particles in Seoul, Korea determined by a quantitative single particle analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 42(24): 9051–9057.
- Karlsson H L, Ljungman A G, Lindbom J, et al. 2006. Comparison of genotoxic and inflammatory effects of particles generated by wood combustion, a road simulator and collected from street and subway [J]. *Toxicology Letters*, 165(3): 203–211.
- Karlsson H L, Nilsson L, Möller L. 2005. Subway particles are more genotoxic than street particles and induce oxidative stress in cultured human lung cells [J]. *Chemical Research in Toxicology*, 18(1): 19–23.
- Kawasaki T, Kyotani T, Ushioji T, et al. 2010. Distribution and identification of airborne fungi in railway stations in Tokyo, Japan [J]. *Journal of Occupational Health*, 52(3): 186–193.
- Kim J B, Kim S, Lee G J, et al. 2014. Status of PM in Seoul metropolitan subway cabins and effectiveness of subway cabin air purifier (SCAP) [J]. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(6): 1193–1200.
- Kim K H, Ho D X, Jeon J S, et al. 2012. A noticeable shift in particulate matter levels after platform screen door installation in a Korean subway station [J]. *Atmospheric Environment*, 49: 219–223.
- Kim K Y, Kim Y S, Kim D, et al. 2011. Exposure level and distribution characteristics of airborne bacteria and fungi in Seoul metropolitan subway stations [J]. *Industrial Health*, 49(2): 242–248.
- Kim K Y, Kim Y S, Roh Y M, et al. 2008. Spatial distribution of particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) in Seoul Metropolitan Subway stations [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1/2/3): 440–443.
- Kim Y M, Harrad S, Harrison R M. 2001. Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments [J]. *Environmental Science & Technology*, 35(6): 997–1004.
- Klepeis N E, Nelson W C, Ott W R, et al. 2001. The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants [J]. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 11(3): 231–252.
- Kwon S B, Jeong W, Park D, et al. 2015. A multivariate study for characterizing particulate matter (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, and PM<sub>1</sub>) in Seoul metropolitan subway stations, Korea [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 297: 295–303.
- Lau W L, Chan L Y. 2003. Commuter exposure to aromatic VOCs in public transportation modes in Hong Kong [J]. *Science of the Total Environment*, 308(1/2/3): 143–155.
- Li G Q, You S J. 2011. A new system to reduce air pollution in metro platform [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 11: 1454–1458.
- Li T T, Bai Y H, Liu Z R, et al. 2006. Air quality in passenger cars of the ground railway transit system in Beijing, China [J]. *Science of the Total Environment*, 367(1): 89–95.
- Li T T, Bai Y H, Liu Z R, et al. 2007. In-train air quality assessment of the railway transit system in Beijing: a note [J]. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(1): 64–67.
- Lighthart B. 1997. The ecology of bacteria in the alfresco atmosphere [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 23(4): 389–395.



- 263–274.
- Liu W T, Ma C M, Liu I J, et al. 2015. Effects of commuting mode on air pollution exposure and cardiovascular health among young adults in Taipei, Taiwan [J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 218(3): 319–323.
- Lu S L, Liu D Y, Zhang W C, et al. 2015. Physico-chemical characterization of PM<sub>2.5</sub> in the microenvironment of Shanghai subway [J]. *Atmospheric Research*, 153: 543–552.
- Martins V, Minguillón M C, Moreno T, et al. 2015a. Deposition of aerosol particles from a subway microenvironment in the human respiratory tract [J]. *Journal of Aerosol Science*, 90: 103–113.
- Martins V, Moreno T, Mendes L, et al. 2016. Factors controlling air quality in different European subway systems [J]. *Environmental Research*, 146: 35–46.
- Martins V, Moreno T, Minguillón M C, et al. 2015b. Exposure to airborne particulate matter in the subway system [J]. *Science of the Total Environment*, 511: 711–722.
- Moreno T, Martins V, Querol X, et al. 2015. A new look at inhalable metalliferous airborne particles on rail subway platforms [J]. *Science of the Total Environment*, 505: 367–375.
- Moreno T, Pérez N, Reche C, et al. 2014. Subway platform air quality: assessing the influences of tunnel ventilation, train piston effect and station design [J]. *Atmospheric Environment*, 92: 461–468.
- Mosleh M, Khemet B A. 2006. A surface texturing approach for cleaner disc brakes [J]. *Tribology Transactions*, 49(2): 279–283.
- Mugica-Álvarez V, Figueroa-Lara J, Romero-Romo M, et al. 2012. Concentrations and properties of airborne particles in the Mexico City subway system [J]. *Atmospheric Environment*, 49: 284–293.
- Na K, Kim Y P. 2001. Seasonal characteristics of ambient volatile organic compounds in Seoul, Korea [J]. *Atmospheric Environment*, 35(15): 2603–2614.
- Nystrom A K, Svartengren M, Grunewald J, et al. 2010. Health effects of a subway environment in healthy volunteers [J]. *European Respiratory Journal*, 36: 240–248.
- Paez-Rubio T, Peccia J. 2005. Estimating solar and nonsolar inactivation rates of airborne bacteria [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 131(4): 512–517.
- Pang X B, Mu Y J. 2007. Characteristics of carbonyl compounds in public vehicles of Beijing City: Concentrations, sources, and personal exposures [J]. *Atmospheric Environment*, 41(9): 1819–1824.
- Park D U, Ha K C. 2008. Characteristics of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, CO<sub>2</sub> and CO monitored in interiors and platforms of subway train in Seoul, Korea [J]. *Environment International*, 34(5): 629–634.
- Park D U, Jin K W, Yoo K N. 2006. Analysis on non-malignant respiratory and drowsiness rate symptom for passengers using subway in Seoul [J]. *Korean Journal of Environmental Health Sciences*, 32(5): 412–417.
- Park D, Oh M, Yoon Y, et al. 2012. Source identification of PM<sub>10</sub> pollution in subway passenger cabins using positive matrix factorization [J]. *Atmospheric Environment*, 49: 180–185.
- Pekkanen J, Hyvärinen A, Haverinen-Shaughnessy U, et al. 2007. Moisture damage and childhood asthma: a population-based incident case-control study [J]. *European Respiratory Journal*, 29(3): 509–515.
- Pfeifer G D, Harrison R M, Lynam D R. 1999. Personal exposures to airborne metals in London taxi drivers and office workers in 1995 and 1996 [J]. *Science of the Total Environment*, 235(1/2/3): 253–260.
- Picco A M, Rodolfi M. 2000. Airborne fungi as biocontaminants at two Milan underground stations [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45(1/2): 43–47.
- Querol X, Moreno T, Karanasiou A, et al. 2012. Variability of levels and composition of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in the Barcelona metro system [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(11): 5055–5076.
- Raut J C, Chazette P, Fortain A. 2009. Link between aerosol optical, microphysical and chemical measurements in an underground railway station in Paris [J]. *Atmospheric Environment*, 43(4): 860–868.
- Rivas I, Kumar P, Hagen-Zanker A, et al. 2017b. Determinants of black carbon, particle mass and number concentrations in London transport microenvironments [J]. *Atmospheric Environment*, 161: 247–262.
- Rivas I, Kumar P, Hagen-Zanker A. 2017a. Exposure to air pollutants during commuting in London: are there

- inequalities among different socio-economic groups? [J]. *Environment International*, 101: 143–157.
- Salma I, Weidinger T, Maenhaut W. 2007. Time-resolved mass concentration, composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station [J]. *Atmospheric Environment*, 41(37): 8391–8405.
- Seaton A, Cherrie J, Dennekamp M, et al. 2005. The London Underground: dust and hazards to health [J]. *Occupational and Environmental Medicine*, 62(6): 355–362.
- Shiohara N, Fernández-Bremauntz A A, Blanco Jiménez S, et al. 2005. The commuters' exposure to volatile chemicals and carcinogenic risk in Mexico City [J]. *Atmospheric Environment*, 39(19): 3481–3489.
- Sichel C, de Cara M, Tello J, et al. 2007. Solar photocatalytic disinfection of agricultural pathogenic fungi: fusarium species [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 74(1/2): 152–160.
- Sitzmann B, Kendall M, Watt J, et al. 1999. Characterisation of airborne particles in London by computer-controlled scanning electron microscopy [J]. *Science of the Total Environment*, 241(1/2/3): 63–73.
- Son Y S, Dinh T V, Chung S G, et al. 2014. Removal of particulate matter emitted from a subway tunnel using magnetic filters [J]. *Environmental Science & Technology*, 48(5): 2870–2876.
- Son Y S, Jeon J S, Lee H J, et al. 2014. Installation of platform screen doors and their impact on indoor air quality: Seoul subway trains [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(9): 1054–1061.
- Son Y S, Kang Y H, Chung S G, et al. 2011. Efficiency evaluation of adsorbents for the removal of VOC and NO<sub>2</sub> in an underground subway station [J]. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 5(2): 113–120.
- Tagiyeva N, Sheikh A. 2014. Domestic exposure to volatile organic compounds in relation to asthma and allergy in children and adults [J]. *Expert Review of Clinical Immunology*, 10(12): 1611–1639.
- USEPA. 1991. Human health evaluation manual, supplemental guidance: standard default exposure factors, directive 9285.6-03; interim final, risk assessment guidance for superfund 1 [Z].
- USEPA. 1998. Indoor air quality: a systems approach [Z]. 3rd edition.
- USEPA. 2009. Risk assessment guidance for superfund volume I : human health evaluation manual (part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment) [Z].
- Wang B Q, Liu J F, Ren Z H, et al. 2016. Concentrations, properties, and health risk of PM<sub>2.5</sub> in the Tianjin City subway system [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(22): 22647–22657.
- Xu B, Cui P Y, Xu H X, et al. 2013. Commuter exposure to particle matter and carbon dioxide inside high-speed rail carriages [J]. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 20: 1–6.
- Ye X J, Lian Z W, Jiang C X, et al. 2010. Investigation of indoor environmental quality in Shanghai metro stations, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167(1/2/3/4): 643–651.