

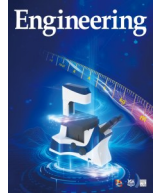


ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/eng](http://www.elsevier.com/locate/eng)



Research  
Environmental Engineering—Article

## 基于车载测试的轻型汽油车实际道路黑碳排放特征研究

郑轩<sup>a,b</sup>, 何立强<sup>b</sup>, 何晓旖<sup>c</sup>, 张少君<sup>b,d</sup>, 曹翊寰<sup>b</sup>, 郝吉明<sup>b,d</sup>, 吴烨<sup>b,d,\*</sup>

<sup>a</sup> College of Chemistry and Environmental Engineering, Shenzhen University, Shenzhen 518060, China

<sup>b</sup> School of Environment, State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Tsinghua University, Beijing 100084, China

<sup>c</sup> Center for Sustainable Systems, School for Environment and Sustainability, University of Michigan, Ann Arbor, MI 48109-1041, USA

<sup>d</sup> State Environmental Protection Key Laboratory of Sources and Control of Air Pollution Complex, Beijing 100084, China

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 9 May 2020

Revised 23 August 2020

Accepted 22 November 2020

Available online 30 April 2021

#### 关键词

黑碳

轻型汽油车

车载测试

实际道路排放

### 摘要

黑碳(BC)是影响气候的第二大人为因素,但BC的辐射效应与其燃烧来源息息相关。BC的人为排放源主要是道路机动车。然而,目前轻型汽油车(LDPV)的BC排放估算存在很大的不确定性,尤其缺乏使用车载测试(PEMS)方法获得的估算结果。本研究开发了一款新型轻型车PEMS平台,并对10辆在用车进行了实际道路BC排放测试。结果表明,缸内直喷(GDI)车辆BC排放因子(EF)的范围为1.10~1.56 mg·km<sup>-1</sup>,是进气道喷射(PFI)车辆EFs(0.10~0.17 mg·km<sup>-1</sup>)的11倍。冷启动阶段BC排放贡献显著,可占排放总量的2%~33%。与此同时,相对BC EFs和平均车速存在强相关性( $R^2 = 0.70$ ),这表明缓解交通拥堵可以有效减少BC排放。此外,BC与颗粒物数浓度(PN)排放呈线性相关( $R^2 = 0.90$ )。与PFI车辆相比,所有速度区间内GDI车辆的PN与BC瞬时排放速率的比值对车辆比功率-速度(VSP-v)的增加并不敏感。

© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## 1. 引言

黑碳(BC)或碳烟的产生主要是由于化石燃料、生物燃料、生物质和其他燃料的不完全燃烧。BC现已被公认为是继二氧化碳(CO<sub>2</sub>)之后具有第二强度温室效应的污染物。与CO<sub>2</sub>相比,BC存留时间短,但冰雪对BC辐射强迫的单位表面温度响应是CO<sub>2</sub>的2~4倍[1]。据报道,全球范围内的BC已向喜马拉雅山脉和青藏高原等地区转移,将导致这些地区的冰川迅速溶化,其影响堪比温室气体[2~3]。然而,目前对BC辐射效应的评估仍存在很大的不确定性,其中一个重要原因是各种燃烧源产生的BC在

其聚集过程中表现出不同的分形维数,从而具有不同的辐射特性[4~5]。交通排放是城市地区人为BC排放的一个重要来源[6]。一项基于大规模和高密度的BC传感器监测网络的最新研究表明,高速公路附近的大气BC浓度高于居民区和工业区[7]。因此,BC显著的气候变化效应和中国汽车保有量的激增促使我们对道路机动车BC排放进行表征。

据报道,中国的轻型汽油车(LDPV)保有量超过两亿辆[8~9]。在过去10年中,LDPV的BC排放主要通过实验室(即台架测试)和环境采样(例如,烟羽跟踪以及路边和隧道采样)进行测量。然而,这些方法对在测量LD-

\* Corresponding author.

E-mail address: [ywu@tsinghua.edu.cn](mailto:ywu@tsinghua.edu.cn) (Y. Wu).

PV的BC排放方面存在较大的不确定性。在台架测试中,测试循环[如新欧洲驾驶循环(NEDC)]难以代表实际道路运行工况,可能会导致结果有潜在的不确定性[10]。在遥感测试中,几秒或几分钟的短时测试时间可能无法充分反映复杂交通状况对BC排放的影响。另外,冷启动期间BC排放的贡献需要深入研究,例如,在NEDC工况中,冷启动期间对于BC总排放的贡献可达18%~76%[11]。与上述方法相比,车载测试系统(PEMS)能够准确记录污染物瞬时排放量,车辆行驶参数(如车辆加速度和速度)和发动机状态(如负载和节气门位置)也可通过车载诊断系统(OBD)获得。因此,欧洲和中国已将PEMS方法作为新的实际驾驶排放(RDE)测试法规纳入其最新排放标准(即欧6和国6)中[12-13]。然而,法规测试通常只关注常规气态污染物和颗粒物数浓度(PN)的排放[13-14]。迄今为止,除Wang等[15]基于尾气管直采的方法报道了车辆实时BC排放之外,尚未有研究报道LDPV在实际道路的BC排放特征。需指出,与准确的尾气管采样相比,基于环境空气的采样方法可能会极大地高估BC排放量。例如,Zheng等[11]通过台架测试测量了LDPV的BC排放,结果显示基于燃油消耗的排放因子(EF)范围为1.7~8.9 mg·kg<sup>-1</sup>,远低于基于环境移动监测平台的研究结果(例如,Liggio等[14]研究中的结果约为75 mg·kg<sup>-1</sup>,Ježek等[16]研究中的结果为280 mg·kg<sup>-1</sup>)。Wang等[15]进行了烟羽跟踪和原位采样法的同步测试,发现同一LDPV通过烟羽跟踪法测定的BC排放比尾气管直采的结果大约高10倍(即313 mg·kg<sup>-1</sup>和39.5 mg·kg<sup>-1</sup>)。然而,Wang等[15]没有开展车辆在实际运行时的排放测量,因此无法分析运行工况对BC排放的影响。PEMS方法能在不同运行条件下实时测量BC排放,对于表征LDPV在实际道路运行时的BC排放至关重要,但现有的研究中缺少此类分析。此外,在已知的文献报道中,欧3和国3排放标准中已经规定了冷启动下的气态污染物排放限值,但尚未有研究对LDPV在实际运行时的冷启动BC排放进行表征。由于LDPV保有量大,有必要开展并测量真实道路运行条件下LDPV的BC排放和冷启动排放。

本研究采用PEMS平台测量车辆实时运行时的BC排放,分别于中国深圳和北京选取了10辆在用LDPV,包括进气道(PFI)车辆和缸内直喷(GDI)车辆。采用AVL MSS Plus仪器(AVL List GmbH,奥地利)来测量基于微观运行工况下的瞬时BC排放。此外,本研究还对发动机技术、冷启动工况、环境温度和实际驾驶条件的影响进行了深入分析。

## 2. 方法论

### 2.1. 便携式排放测量系统平台

本研究新型PEMS平台(图1)集成了全球定位系统(GPS)、2 in (1 in = 2.54 cm)气体流量计、Ecostar环境温度湿度传感器(Sensor Inc.,美国)、Ecostar气体分析仪(Sensor Inc.,美国)、Ecostar PN检测器(Sensor Inc.,美国)和带有两级稀释系统的BC检测器(AVL List GmbH,奥地利)。气体分析仪符合美国环境保护署(EPA)CFR40第1065条规定[17-18],使用不分散红外分析仪(NDIR)和氢火焰离子化检测器(FID)测量CO<sub>2</sub>、CO和总烃(THC)的逐秒排放,同时记录汽车尾气量和尾气流速。PN检测器(尺寸大于23 nm)符合微粒测量程序(PMP),通过丁醇缩合记录瞬时PN浓度[13,19]。尾气通过气体流量计后,一部分进入PN检测器,另一部分进入BC检测器。BC检测器符合美国汽车工程师协会(SAE)AIR6142标准,基于光声测量原理运行,能准确、可靠地测量非挥发性粒子的逐秒排放[20]。BC检测器包含内置稀释系统,稀释率为20倍(用于稀释的空气经过过滤)。当含有BC的气流进入检测器的激光腔时,BC会吸收激光的能量并释放出信号,该信号以声波的形式被检测器接收从而对BC进行定量。与基于光吸收法的BC测量仪相比,本研究使用的BC检测器克服了因忽略光散射而导致的低估BC浓度的问题[21]。

### 2.2. 测试车辆和采样路线

PEMS测试于2019年在中国深圳(夏季)和北京(冬季)进行,共测量了10辆在用LDPV。所选取的车辆生产于2012—2018年,其中6辆车符合国4排放标准,4辆车符合国5排放标准。表1提供了被测LDPV的详细信息。PFI车辆的国4排放标准于2011年开始实施,GDI车辆的国4排放标准于2014年开始实施,国5排放标准则于2016年从华东的11个省份开始实施。到2018年,符合国4和国5排放标准的车辆占中国注册LDPV的80%以上,代表了当前LDPV的市场趋势[22]。被测的LDPV中6辆(#1~#6)配备PFI发动机,4辆(#7~#10)配备GDI发动机,所有车辆均未安装汽油车颗粒过滤器(GPF)。为了研究冷启动期间的BC排放,所有车辆在测试前均浸车6 h以上。需指出,深圳(夏季)试验中,浸车是在室外进行的,发动机内部(即机油)与环境温差在2 °C以内。北京(冬季)试验中,浸车和PEMS平台的安装都在实验室内进行。实验室温度约为25 °C,故本研究结果不能反映低温下的冷启动BC排放。

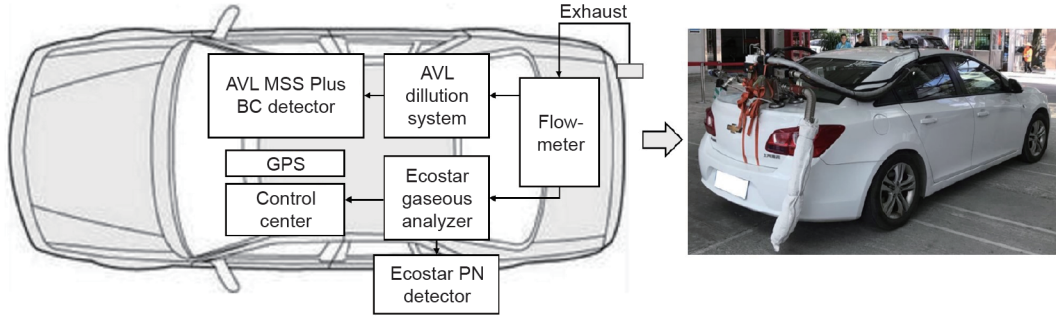


图1. 本研究中的PEMS平台。GPS: 全球定位系统。

表1 车辆信息汇总

Vehicle number	Manufacturer	Model year <sup>a</sup>	Main application	Emission standard	Curb weight (kg)	Fuel injection system	After-treatment device	Engine size (L)	Mileage traveled (km)	Ambient temperature (°C)
#1	Ford	2012	Private cars	China 4	1340	PFI	TWC	1.8	130957	2
#2	TOYOTA	2012	Private cars	China 4	1300	PFI	TWC	1.6	58747	33
#3	Buick	2015	Private cars	China 4	1430	PFI	TWC	1.4	91334	21
#4	Buick	2015	Private cars	China 4	1595	PFI	TWC	2.4	118347	3
#5	Volkswagen	2016	Private cars	China 5	1265	PFI	TWC	1.6	104611	22
#6	Buick	2017	Privatecars	China 5	1225	PFI	TWC	1.5	57949	24
#7	Volkswagen	2014	Private cars	China 4	1600	GDI	TWC	1.8	28976	22
#8	Dongfeng	2016	Private cars	China 5	1305	GDI	TWC	1.2	72495	33
#9	Honda	2018	Private cars	China 5	1205	GDI	TWC	1.5	11367	27
#10	Chevrolet	2018	Private cars	China 5	1520	GDI	TWC	1.5	50912	3

TWC: three-way catalyst.

<sup>a</sup> The model year could be one year earlier than the actual year of production and registration.

测试路线包括三种道路类型：城市道路、市郊道路和高速公路。车辆在每种道路上的行驶里程均约为16 km，城市道路、市郊道路和高速公路的平均速度分别为 $(21 \pm 7) \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $(50 \pm 15) \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $(76 \pm 14) \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ （请参阅附录A中的表S1）。车辆所用燃油来自加油站，符合国6汽油标准[23]。

### 2.3. 排放量计算

BC EF采用公式（1）和公式（2）进行计算：

$$EF_{\text{BC,dis}} = \frac{3600 \times \left( \sum_{i=1}^n \text{BC}_i \text{DR}_i V_i \right)}{\sum_{i=1}^n S_i} \quad (1)$$

$$EF_{\text{BC,fuel}} = 1000 \times$$

$$\left[ \frac{\sum_{i=1}^n \text{BC}_i \text{DR}_i V_i}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{12}{44} \times \text{CO}_{2i} + \frac{12}{28} \times \text{CO}_i + \frac{12}{13.85} \times \text{THC}_i \right)} \right] w_c \quad (2)$$

式中， $EF_{\text{BC,dis}}$ 是基于行驶里程的BC EF ( $\text{mg} \cdot \text{km}^{-1}$ )； $\text{BC}_i$ 是第*i*秒时的BC浓度 ( $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ )； $\text{DR}_i$ 是第*i*秒时的稀释比； $V_i$ 是第*i*秒 ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )时的排气量； $S_i$ 是车辆在第*i*秒

行驶的距离 (km)； $EF_{\text{BC,fuel}}$ 是基于油耗的BC EF ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )； $\text{CO}_{2i}$ 是第*i*秒的 $\text{CO}_2$ 排放量 (g)； $\text{CO}_i$ 为第*i*秒时的CO排放量 (g)； $\text{THC}_i$ 为第*i*秒时THC的排放量 (g)； $w_c$ 为汽油中碳的质量分数 (0.866)； $i$ 是测试开始时间； $n$ 是测试结束时间。测试全程的 $\text{CO}_2$ 、CO和THC的EF均列于附录A的表S2中。

运行模式分级法是现代车辆排放研究中的一种重要方法[24–25]。该方法通过发动机比功率 (VSP) 将车辆的瞬时排放与瞬态工况联系起来[26–27]。VSP由Jiménez-Palacios [28]提出，用于表示每辆车单位质量下的实时功率。轻型车VSP计算方法如公式（3）[29–30]所示：

$$\text{VSP}_i = v_i \left( 1.1 \times a_i + 9.81 \times \sin \theta + 0.132 \right) + 0.000302 \times v_i^3 \quad (3)$$

式中， $\text{VSP}_i$ 是第*i*秒时的发动机比功率 ( $\text{kW} \cdot \text{t}^{-1}$ )； $v_i$ 是第*i*秒时的车辆速度 ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ )； $a_i$ 是第*i*秒时的加速度 ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$ )； $\theta$ 是道路坡度 (弧度)。深圳和北京的道路普遍比较平坦，因此，本研究将道路坡度设为零。根据Zhang等[29]的报道，工况单元根据VSP和车速划分，具体划分方法列于附录A的表S3中。



基于不同发动机技术（即PFI和GDI）和每个样本的工况单元，BC或PN的平均排放速率采用公式（4）和公式（5）进行计算：

$$ER_{j,i} = BC_i DR_i V_i \quad (4)$$

$$\overline{ER}_{j,k} = \frac{1}{T_k} \sum_{i=1}^{T_k} ER_{j,i} \quad (5)$$

式中， $ER_{j,i}$ 是发动机技术 $j$ 在第 $i$ 秒下的BC或PN排放速率（ $\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$ 或 $\text{s}^{-1}$ ）； $\overline{ER}_{j,k}$ 是发动机技术 $j$ 和工况单元 $k$ 下的BC或PN平均排放速率（ $\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$ 或 $\text{s}^{-1}$ ）； $T_k$ 是工况单元 $k$ 下的瞬时数据总量； $j$ 是发动机技术的类型（如PFI、GDI）； $k$ 是工况单元的序号（由VSP和速度进行定义）。

为了分析工况的影响，采用公式（6）计算全球统一轻型车辆测试循环（WLTC）和NEDC下的BC排放：

$$BC_{\text{mass},l} = \overline{BC}_{\text{mass},c} + \sum_k \overline{ER}_k \times T_k \quad (6)$$

式中， $BC_{\text{mass},l}$ 是循环 $l$ （即NEDC或WLTC）下的BC排放量（mg）； $\overline{BC}_{\text{mass},c}$ 是本研究中冷启动条件下测量的BC平均排放量（mg）； $\overline{ER}_k$ 是工况单元 $k$ 下的平均排放速率（ $\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$ ）； $T_k$ 是给定周期下工况单元 $k$ 的持续时间。WLTC和NEDC的速度曲线和时间分布如附录A的图S1所示，详细数据列于表S4。

WLTC可分为4个阶段，平均速度分别为 $18.9 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ （低速）、 $39.5 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ （中速）和 $71.3 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ （高速和超高速），与本研究中三种道路类型的平均速度相当。WLTC的速度变化区间涵盖了本研究中所有工况的速度。因此，采用WLTC作为基准工况，以修正不同实际测试的结果。采用公式（7）将每辆车的实际BC EF换算为WLTC下的EF：

$$EF_{\text{BC},\text{dis}0} = \frac{3600 \times \sum_k (\overline{ER}_k \times P_k)}{\bar{v}_0} \quad (7)$$

式中， $EF_{\text{BC},\text{dis}0}$ 是给定基准工况循环（即WLTC）下的BC EFs（ $\text{mg} \cdot \text{km}^{-1}$ ）； $P_k$ 是WLTC下工况单元 $k$ 的时间分数； $\bar{v}_0$ 是WLTC的平均速度（ $\text{km} \cdot \text{h}^{-1}$ ）。

先前的研究建立了车辆排放和燃料消耗与平均速度的分析函数[29,31]。通过类似方法，本研究将所有工况划分为短工况，并建立了各个短工况下的相对BC排放与平均车速之间的关系[27]，具体定义如公式（8）所示：

$$\text{REF}_{\text{BC},m} = \frac{EF_{\text{BC},\text{dis},m}}{EF_{\text{BC},\text{dis}0}} \quad (8)$$

式中， $\text{REF}_{\text{BC},m}$ 是被测车辆在短工况 $m$ 下的相对BC EF； $EF_{\text{BC},\text{dis},m}$ 是短工况 $m$ 下的BC EF（ $\text{mg} \cdot \text{km}^{-1}$ ）； $m$ 是短工况的序号。

### 3. 结果和讨论

#### 3.1. 测试车辆的BC排放

GDI车辆的BC排放远高于PFI车辆（图2）。PFI车辆（#1~#6）基于行驶里程的平均EF为 $(0.12 \pm 0.06) \text{ mg} \cdot \text{km}^{-1}$ 。而GDI车辆基于行驶里程的BC EF范围为 $1.10 \sim 1.56 \text{ mg} \cdot \text{km}^{-1}$ ，平均值为 $(1.31 \pm 0.21) \text{ mg} \cdot \text{km}^{-1}$ ，是PFI车辆的10倍以上。两种车辆的BC排放差异可能由燃油喷射技术和预混方式的不同造成[32–35]。GDI车辆的缸内壁湿现象以及燃料和空气混合不均会导致更多的微粒（即BC）排放。

GDI和PFI车辆基于燃油的平均BC EF之间的差异同上：PFI车辆为 $1.83 \pm 1.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，GDI车辆为 $19.75 \pm 4.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。基于燃料消耗的BC EF根据常规气态污染物（即 $\text{CO}_2$ 、CO和THC）的排放量计算（请参阅附录A的表S2）。此外， $\text{CO}_2$ 的EF为 $(210.06 \pm 38.64) \text{ g} \cdot \text{km}^{-1}$ ，CO的EF为 $(0.91 \pm 1.00) \text{ g} \cdot \text{km}^{-1}$ ，THC的EF为 $(0.02 \pm 0.01) \text{ g} \cdot \text{km}^{-1}$ 。由于排放标准的收严，本研究中被测车辆的CO和THC排放远低于中国早年（1998—2002年）LDPV车队（CO为 $2.39 \sim 39.28 \text{ g} \cdot \text{km}^{-1}$ ，THC为 $0.11 \sim 3.30 \text{ g} \cdot \text{km}^{-1}$ ）[36]。而 $\text{CO}_2$ 测试结果与先前研究相当[29,37–38]。

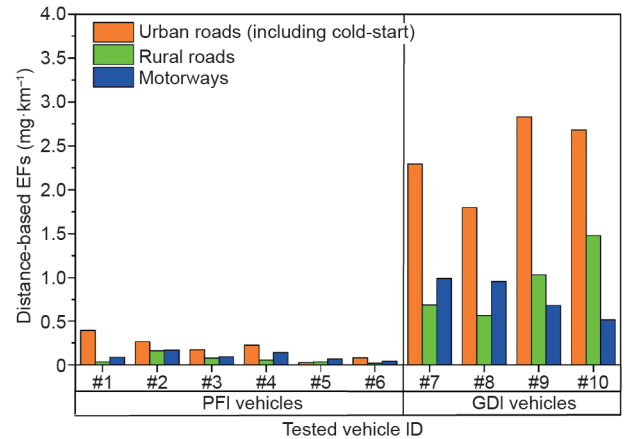


图2. 城乡道路和高速公路上每辆车的BC排放量。ID：车辆编号。

研究结果显示，GDI车辆在任一速度区间内的BC排放量均高于PFI车辆（图3）。具体而言，在低速模式下，GDI车辆的BC排放速率为PFI车辆的 $(8.1 \pm 1.6)$ 倍；中速模式下为 $(6.2 \pm 1.0)$ 倍；高速模式下为 $(4.9 \pm 1.1)$ 倍。因此，随着GDI汽车在中国汽油车市场的份额持续升高，应尽快推行更多有效的BC排放控制技术。Chan等[39]基于台架测试的结果显示， $22^\circ\text{C}$ 时GPF能削减GDI车辆73%~88%的BC排放。然而，McCaffery等[40]在美国洛杉矶进行的PEMS试验结果显示，GPF对GDI车辆的BC去除效率仅为44%。因此，对于道路上行驶的GDI车辆，其GPF

的实际去除效率可能与理论上存在一定差距，需要更多的测试数据以更准确地估算GPF对BC的去除效率。此外，在所有速度区间内，BC平均排放速率均随VSP的增加而增加。例如，在bin 35到bin 3Y（即高速工况）中，GDI车辆的BC平均排放速率从bin 35的 $(0.009\pm 0.003) \text{ mg}\cdot\text{s}^{-1}$ 增加到bin 3Y的 $(0.04\pm 0.01) \text{ mg}\cdot\text{s}^{-1}$ 。同样地，从bin 21到bin 2Y（即中速工况），GDI车辆的BC平均排放速率增加了8倍。对于PFI车辆，高速和高VSP工况下的BC平均排放速率分别是低速和中VSP工况下的3倍和10倍。

本研究进一步分析了不同季节测试中环境温度所带来的影响。但是，由于冬季浸车是在实验室中进行的，结果仅反映了室温（约 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ ）冷启动条件下和低温 $[(3\pm 1)\text{ }^{\circ}\text{C}]$ 热运行条件下的BC排放量。国4 PFI车辆（#1和#4）的冬季BC EF为 $(0.15\pm 0.022) \text{ mg}\cdot\text{km}^{-1}$ ，而夏季（#2和#3）车辆排放量为 $(0.15\pm 0.078) \text{ mg}\cdot\text{km}^{-1}$ 。与先前的研究[39, 41]相比，本研究冬季和夏季之间的排放差异相对较小。我们推测，环境温度对LDPV的热运行排放影响较小，但对冷启动排放影响较大。附录A中的图S2显示了不同季节热运行期间测试车辆的道路平均BC排放速率。PFI和GDI车辆在各种环境温度中的BC排放没有明显差异（ $p > 0.05$ ，其中， $p$ 是概率值），这证实了我们的推测。这一观察结果与之前的实验室测量结果一致。正如He等[14]的报道，在热启动WLTC工况下，PFI车辆的平均BC排放量在 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和 $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时分别为 $(0.16\pm 0.05) \text{ mg}\cdot\text{km}^{-1}$ 和 $(0.59\pm 0.18) \text{ mg}\cdot\text{km}^{-1}$ ，GDI车辆则分别为 $(1.14\pm 0.98) \text{ mg}\cdot\text{km}^{-1}$ 和 $(0.66\pm 0.30) \text{ mg}\cdot\text{km}^{-1}$ ，表明环境温度对BC EF没有明显影响[41]。

### 3.2. 冷启动对BC排放的影响

全程的实时BC测量结果显示，车辆在城市道路上冷启动阶段的BC排放量远高于的热运行阶段。这与许多基于台架测试的研究结果一致[11,41–42]。例如，Chan等[39]在联邦测试程序（FTP）-75第1阶段（包括冷启动）下的BC EF是第3阶段的10倍左右。Zheng等[11]报道，根据台架测试的瞬时BC测量结果，冷启动的持续时间短于100 s（6个样本）[11]。因此，我们规定车辆启动后100 s内为冷启动阶段。试验数据显示，PFI车辆在冷启动期间的平均排放量为 $(5.7\pm 0.6) \text{ mg}$ 。GDI车辆在冷启动期间的平均排放量为 $(16.1\pm 0.9) \text{ mg}$ 。在冷启动期间，GDI中低温的活塞和气缸壁会减少燃油蒸气、增加燃料聚集，导致燃料点火期间产生更多的BC [43]；PFI在冷启动期间则会进行燃料补偿来弥补汽油蒸气的不足，导致壁面油膜的生成和燃料汽化不完全，使BC排放升高[42]。

此外，PFI和GDI车辆在冷启动期间的BC排放量分别占BC排放总量的2%~25%和22%~33%，该占比低于其他基于台架测试的研究结果[39,44]。例如，在NEDC工况下，PFI车辆的冷启动阶段对BC排放总量的贡献达到 $44\%\pm 26\%$  [44]。这主要是由于台架测试的行驶距离较短[NEDC下为10.9 km，而PEMS测试中为 $(48.3\pm 0.2) \text{ km}$ ]，从而增大了冷启动阶段的占比。此外，在本研究中，GDI车辆冷启动阶段对BC排放总量的贡献高于PFI车辆。这表明BC的排放高度集中于冷启动阶段，GDI车辆在冷启动期间的BC排放也更应该引起关注。国3排放标准已经规定了气态污染物在冷启动期间的排放限值。许多针对发动机的冷启动减排技术也得到推行。例如，通过燃料喷射

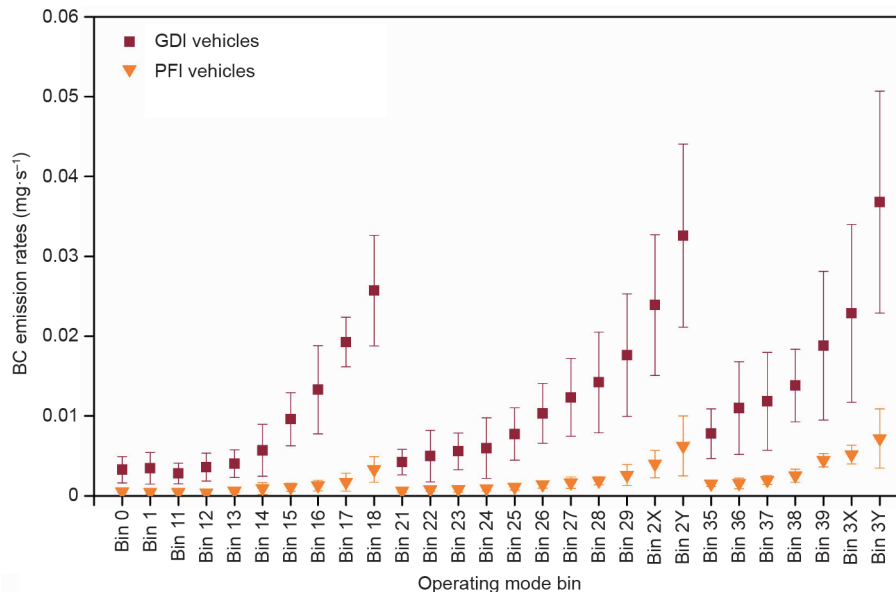


图3. PFI和GDI车辆在不同操作模式下的道路平均BC排放率。

正时和可变气门正时抑制BC（或颗粒物）的排放。此外，可以通过怠速（1500~2000 r·min<sup>-1</sup>）使发动机快速预热以减少冷启动期间的冷壁淬灭现象，从而减少BC的排放[45]——对于GDI和PFI车辆，可以将发动机转速迅速提高到1500~1600 r·min<sup>-1</sup>，然后在几秒内下降到约1000 r·min<sup>-1</sup>（请参见附录A中的图S3，以车辆#3和#9为例），即在冷启动阶段的高BC排放的周期内完成上述过程。

### 3.3. 驾驶条件对BC排放的影响

驾驶条件对LDPV的BC排放有显著影响。车辆在市郊道路上测试的BC排放量比城市道路上热运行时低56%±34%。改善车辆在大城市（如北京和深圳）的行驶条件、将平均车速提至20 km·h<sup>-1</sup>以上，可以有效减少每公里的BC排放（图4）。

然而，高速公路上的发动机的高转速和高负载又可能导致PFI和GDI车辆的BC排放升高。高速公路上的平均BC EF比市郊道路高60%±78%。这一结果与先前使用台架测试的研究结果一致。在He等[41]的研究中，GDI车辆在超高速阶段的BC排放量比高速阶段高103%±78%，PFI车辆则高490%±265%，这表明PFI车辆的排放对快速的驾驶行为更加敏感。

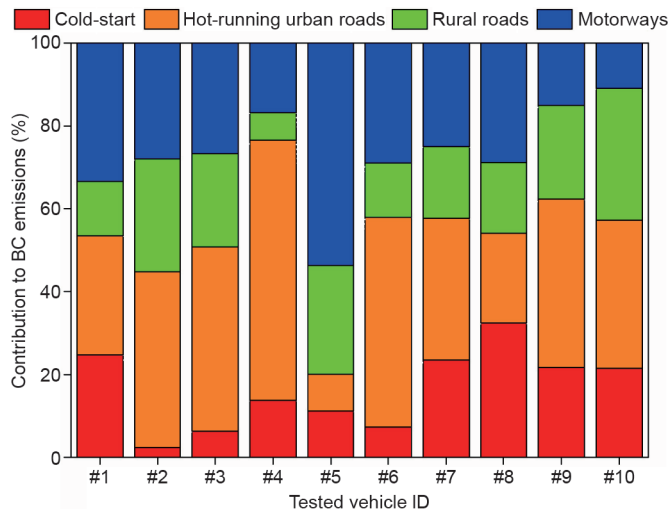


图4. 所有测试车辆在各种驾驶条件下对BC排放的贡献。

图4显示了各种驾驶条件（冷启动、城市道路热运行、市郊道路和高速公路）对全程BC排放总量的贡献。城市道路热运行的占比最大（37%±15%），其次是高速公路（27%±12%）、市郊道路（20%±8%）和冷启动（17%±10%）。虽然冷启动阶段在测试路线总里程中的占比低于0.1%，但该阶段的BC排在排放总量中的占比远高于其行驶里程的占比，因此冷启动是车辆BC排放的重要贡献者。值得注意的是，城市道路上的BC排放占全程

BC排放总量的一半以上（54%±14%）。此外，PFI车辆在高速公路行驶时的BC排放贡献为31%±12%，高于GDI车辆（20%±8%）。说明PFI车辆的BC排放对高负载和高速条件更敏感。每种驾驶条件对BC排放总量的贡献与所选路线高度相关。若采用平均排放速率和公式（6）计算WLTC和NEDC下的BC排放，WLTC下的低速阶段和NEDC下的欧洲经济委员会4个认证工况（ECE）分别占GDI车辆BC排放总量的55%和62%。

图5展示了每个工况（持续时间约为300 s）下的相对BC排放与平均车速之间的相关性。当发生交通拥堵，即平均车速降低到20 km·h<sup>-1</sup>以下时，相对BC排放显著增加。相对BC排放对30~80 km·h<sup>-1</sup>的高速行驶条件敏感性低。然而，当平均车速超过90 km·h<sup>-1</sup>时，相对BC排放随着平均车速的增加而增加。本研究构建了一个非线性函数（其中，y是相对BC排放，x是平均车速）作为相对BC排放和平均速度之间的最佳拟合（R<sup>2</sup> = 0.70）。

虽然推行GPF可能在限制未来LDPV的BC排放方面发挥重要作用，但目前来看，更有效的BC减排方法可能是改善在用LDPV的驾驶条件——避免车辆在平均速度低于20 km·h<sup>-1</sup>（BC排放敏感区间）的拥堵状态下行驶。当平均车速从20 km·h<sup>-1</sup>下降到15 km·h<sup>-1</sup>时，相对BC排放将增加23%。北京于2011年开始实施车牌管控政策以控制汽车保有量。Zhang等[29]估计，在车牌管控措施的作用下，2020年北京LDPV的平均车速能达到28 km·h<sup>-1</sup>；相反，若未车牌管控措施，2020年北京车辆保有量将超过900万辆，平均车速将降至21 km·h<sup>-1</sup>。车牌管控能使BC排放量减少18%，这凸显了缓解交通拥堵对BC减排的重要性。

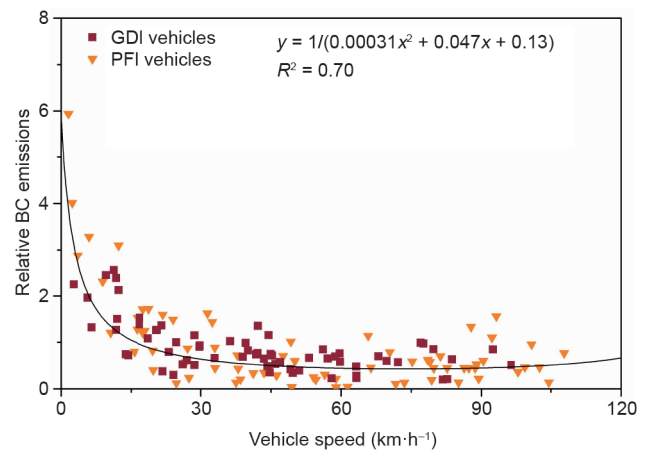


图5. 平均车速与相对BC排放之间的相关性。

### 3.4. 实际粒子数和BC排放之间的关系

国6和欧6的RDE测试都已经规定了车辆的实际PN排放限值，以此检测GDI车辆或低排放车辆（即GPF车



辆)的颗粒物排放。前人基于台架测试的研究报道了PN和BC排放的强相关性。Khalek等[48]报道了GDI车辆排放的PN(60~90 nm)与BC质量比为 $3.2 \times 10^{12} \sim 3.9 \times 10^{12} \text{ mg}^{-1}$ [48]。Chan等[39]的研究则显示,PN与BC质量比为 $0.2 \times 10^{12} \sim 2 \times 10^{12} \text{ mg}^{-1}$ [39]。本研究使用PEMS平台同时测量了实际的PN和BC排放,以分析LDPV(#1、#3、#4、#5、#6和#10)在实际道路上的PN与BC质量比。图6显示了各种条件下LDPV的PN与BC排放速率之间的相关性。结果显示BC和PN排放速率高度线性相关( $R^2 = 0.90$ ),所有测试车辆的平均比率为 $1.8 \times 10^{12} \text{ mg}^{-1}$ ,这与先前的研究相符。然而,我们发现GDI车辆的PN和BC排放速率之间的线性关系( $R^2 = 0.96$ )比PFI车辆( $R^2 = 0.76$ )更明显。我们进一步基于短工况比较了瞬时PN与BC排放速率( $ER_{\text{PN}}/ER_{\text{BC}}$ )的平均比率。结果显示,与PFI车辆相比,GDI车辆的瞬时 $ER_{\text{PN}}/ER_{\text{BC}}$ 对各速度区段的VSP变化都更不敏感。例如,在GDI车辆的三个速度区段内, $ER_{\text{PN}}/ER_{\text{BC}}$ 的变化范围为 $1.5 \times 10^{12} \sim 2.5 \times 10^{12}$ 。相比之下,从bin 11到bin 3Y,PFI车辆的 $ER_{\text{PN}}/ER_{\text{BC}}$ 从 $8.8 \times 10^{11}$ 增加到了 $4.0 \times 10^{12}$ 。由此,应谨慎使用PN排放估算PFI车辆的BC排放,因为二者的比值与瞬时驾驶条件高度相关。

### 3.5. 与先前研究的比较

与其他基于台架测试或PEMS(请参阅表2[11,14-16,39-42,49-55])测量汽车BC排放的研究相比,本研究报道的BC EF符合各种型式认证年份车辆在各种工况下的报道结果。例如,Forestieri等[42]的研究结果显示,PFI车辆的基于行驶里程的BC EF为 $0.06 \sim 2.2 \text{ mg} \cdot \text{km}^{-1}$ ,涵盖了本研究得到的所有数值。本研究中GDI车辆的BC EF与McCaffery等[40]和Forestieri等[42]的报道相当。然而,我们的结果低于Zheng等[11]和Chan等[39]报道的结果,可

能是因为这两项研究存有大排量和高车龄的被测车辆。此外,本研究中被测车辆的行驶距离[( $48.3 \pm 0.2$ ) km]远大于多数台架测试(如NEDC的行驶距离为11 km),这导致冷启动在全过程排放中的占比更小,因此基于行驶里程的EF也更小。

与前人基于环境采样法的研究结果相比(请参阅表2),我们发现,即使排除了冷启动阶段对BC排放的影响,在隧道或路边进行研究仍会高估LDPV的BC EF[14,16,49-53]。例如,本研究中基于燃油的平均BC EF为( $7.9 \pm 8.8$ )  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,而Liggio等[14]报道的LDPV的BC EF中值达到了 $75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,Park等[54]报道了LDPV在怠速、加速和缓行等不同工况下的BC EF为 $40 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。Westerdahl等[55]基于道路边测试报道的平均BC EF为 $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,比本研究的结果高约40倍。上述隧道或道路边测试研究对BC EF的高估,主要源于测量位点的影响。使用PEMS在尾管处采样,能消除环境空气中BC和 $\text{CO}_2$ 的干扰、提高信噪比。而道路边测试或烟羽跟踪容易受到其他车辆排放的BC和 $\text{CO}_2$ 的影响。Wang等[15]发现尾气管和尾气管背景之间的BC浓度差达 $37 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,尾气和周围环境之间的BC浓度差达 $4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,而 $\text{CO}_2$ 浓度差分别为15 200 ppm和36 ppm( $1 \text{ ppm} = 1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ )。因此,尾气管中的BC增量与 $\text{CO}_2$ 增量的比值远高于尾气处,导致道路边测试或烟羽跟踪得到的BC EF存在较大的不确定性。Wang等[15]进一步证明,对被测LDPV同步进行尾气管采样和烟羽跟踪测试,测试结果显示两种方法得到的BC EF分别为 $39.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $313 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。此外,背景 $\text{CO}_2$ 浓度是烟羽跟踪法的一个关键参数,对BC EF的确定有重要影响。然而,在烟羽跟踪测试中,目标车辆周围的背景 $\text{CO}_2$ 水平很容易受城市道路上车辆密度的影响[55]。Ježek等[56]报道,如果背景 $\text{CO}_2$ 水平变化的标准偏差达到 $\pm 1$ ,BC EF的

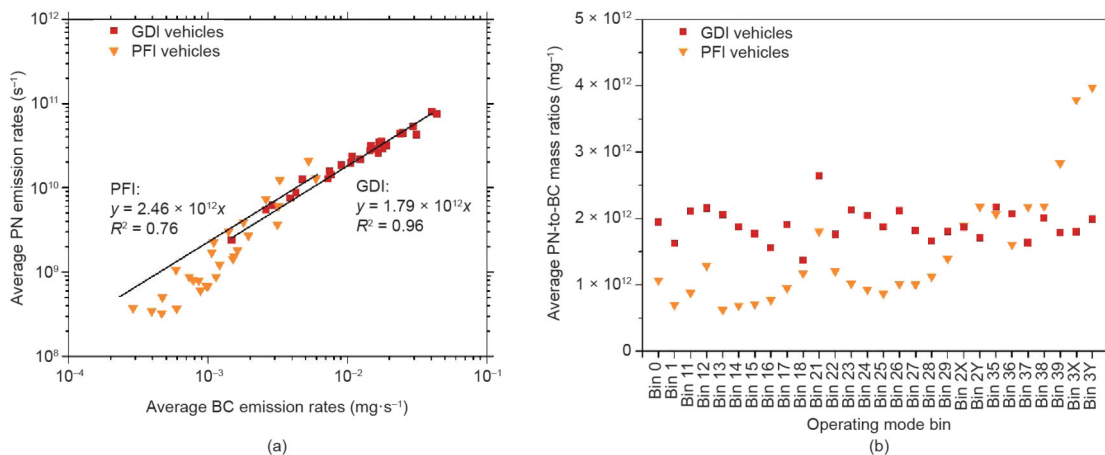


图6. (a) PN和BC排放之间的相关性; (b) 基于运行模式的平均PN/BC比率。

表2 与先前研究的比较

Study	Testing method and instruments	Model years	Distance specific emission factors ( $\text{mg}\cdot\text{km}^{-1}$ )		Fuel consumption specific emission factors ( $\text{mg}\cdot\text{km}^{-1}$ )	
			PFI	GDI	PFI	GDI
This study	PEMS	2012–2015	0.10–0.17	1.10–1.56	0.73–3.61	15.61–24.85
Ref.[40]	PEMS	2017–2018	—	0.11–1.00	—	—
Ref.[16]	On-board tailpipe	2006–2012	—	—	$0.57 \pm 1.19$	—
Ref.[11]	Dynamometer	1993–2014	0.05–0.33	6.5–7.6	1.70–8.90	—
Ref.[42]	Dynamometer	1998–2011	0.06–2.20	1.09	—	36.00
Ref.[39]	Dynamometer	2010–2012	0.11–2.04	1.33–4.42	—	—
Ref.[41]	Dynamometer	2012–2015	0.24–0.67	1.62–4.08	—	—
Ref.[14]	Roadside	2010 fleet at Toronto	—	—	71.2–151.8 (not specified)	—
Ref.[50]	Roadside	2016 fleet at Londrina	—	—	$25.7 \pm 12.4$ (not specified)	—
Ref.[15]	Plume Chasing	2011 fleet at Slovenia	—	—	280 (150–460, not specified)	—
Ref.[54]	Plume Chasing	2007 fleet at Los Angeles	—	—	60 (not specified)	—
Ref.[55]	Plume Chasing	2007 fleet at Beijing	—	—	300 (not specified)	—
Ref.[51]	Tunnel	2006 fleet at California	—	—	$26 \pm 4$ (LDVs, mostly powered by gasoline)	—
Ref.[49]	Tunnel	2004 fleet at California	—	—	30.4 (LDVs, mostly powered by gasoline)	—
Ref.[52]	Tunnel	1997 fleet at California	—	—	$35 \pm 3$ (not specified)	—
Ref.[53]	Tunnel	1996 fleet at California	—	—	$30 \pm 2$ (not specified)	—

变化范围就能拓宽到-40%~80%，难以得到可靠、确切的BC排放数值[56]。此外，环境采样研究中的被测车辆也可能包含高排放车辆（如故障或高里程车辆）。在烟羽跟踪和道路边测试中，测试到高排放车辆可能导致极高的排放数据。Zielinska等[57]报道，故障汽油车的颗粒物排放量大约是正常汽油车的6倍。

#### 4. 结论

本研究开发了一款新型PEMS平台，并以此在中国实际道路上测量了6辆PFI和4辆GDI LDPV的瞬时BC排放速率。结果显示，GDI车辆的平均BC EF和瞬时BC排放速率明显高于PFI车辆。因此，应尽快推行GPF等BC排放控制技术，以应对GDI汽车在中国汽油车市场份额的上升。此外，本研究还测量了LDPV在冷启动状态下（前100 s）的实际BC排放。PFI和GDI车辆在冷启动阶段的BC排放量分别为 $(5.7 \pm 0.6)$  mg和 $(16.1 \pm 0.9)$  mg，分别占全程BC排放总量的2%~25%和22%~33%，而车辆冷启动阶段持续时间不到总行程的0.1%。因此，应着重关注BC排放高度集中的冷启动阶段，尤其是对于GDI车辆。城市道路、市郊道路和高速公路对BC排放总量的贡献分别为 $37\% \pm 15\%$ 、 $20\% \pm 8\%$ 和 $27\% \pm 12\%$ 。此外，平均车速和相对BC排放之间存在强的相关性（ $R^2 = 0.70$ ）。在拥堵条件下，即平均车速低于 $20 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$ 时，BC排放显著增加，说

明缓解交通拥堵对BC减排有着重要作用。BC和PN排放呈线性相关（ $R^2 = 0.90$ ），但PFI车辆的PN和BC瞬时排放速率比值对VSP- $v$ 的敏感性高于GDI车辆，即PFI车辆的PN和BC排放与驾驶工况高度相关，应慎重采用PN排放估算BC排放。

#### 致谢

本工作得到国家自然科学基金(51708327, 51978404)资助。本文内容由作者全权负责，并不一定反映资助单位的官方观点。

#### Compliance with ethics guidelines

Xuan Zheng, Liqiang He, Xiaoyi He, Shaojun Zhang, Yihuan Cao, Jiming Hao, and Ye Wu declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.eng.2020.11.009>.



## References

- [1] Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, et al. *Climate change 2013: the physical science basis*. Cambridge: Cambridge University Press; 2014.
- [2] Li C, Bosch C, Kang S, Andersson A, Chen P, Zhang Q, et al. Sources of black carbon to the Himalayan–Tibetan Plateau glaciers. *Nat Commun* 2016;7:12574.
- [3] Yi K, Meng J, Yang H, He C, Henze DK, Liu J, et al. The cascade of global trade to large climate forcing over the Tibetan Plateau glaciers. *Nat Commun* 2019;10:3281.
- [4] He C. Radiative properties of atmospheric black carbon (soot) particles with complex structures. In: Kokhanovsky A, editor. *Springer series in light scattering*. Cham: Springer; 2019.
- [5] Adachi K, Chung SH, Friedrich H, Buseck PR. Fractal parameters of individual soot particles determined using electron tomography: implications for optical properties. *Geophys Res* 2007;112(D14):D14202.
- [6] Bond TC, Doherty SJ, Fahey DW, Forster PM, Berntsen T, DeAngelo BJ, et al. Bounding the role of black carbon in the climate system: a scientific assessment. *J Geophys Res* 2013;118(11):5380–552.
- [7] Caubel JJ, Cados TE, Preble CV, Kirchstetter TW. A distributed network of 100 black carbon sensors for 100 days of air quality monitoring in West Oakland, California. *Environ Sci Technol* 2019;53(13):7564–73.
- [8] National Bureau of Statistics of China. *China statistical yearbook 2018*. Beijing: China Statistics Press; 2019. Chinese.
- [9] Lei LN. The population of light duty passage vehicles in China exceeded 200 million for the first time in 2018 [Internet]. Beijing: The State Council of the People’s Republic of China; 2019 Jan 13 [cited 2020 Nov 3]. Available from: [http://www.gov.cn/xinwen/2019-01/13/content\\_5357441.htm](http://www.gov.cn/xinwen/2019-01/13/content_5357441.htm). Chinese.
- [10] Tietge U, Mock P, Franco V, Zacharof N. From laboratory to road: modeling the divergence between official and real-world fuel consumption and CO<sub>2</sub> emission values in the German passenger car market for the years 2001–2014. *Energy Policy* 2017;103:212–22.
- [11] Zheng X, Zhang S, Wu Ye, Zhang KM, Wu X, Li Z, et al. Characteristics of black carbon emissions from in-use light-duty passenger vehicles. *Environ Pollut* 2017;231:348–56.
- [12] Commission Regulation (EU) 2016/646 of 20 April 2016 amending Regulation (EC) No 692/2008 as regards emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 6) [Internet]. Brussel: European Commission; 2016 Apr 20 [cited 2020 Sep 28]. Available from: <https://www.legislation.gov.uk/eur/2016/646/signature>.
- [13] Limits and measurement methods of emissions from light-duty vehicles (VI) [Internet]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People’s Republic of China; 2016 Dec 23 [cited 2020 Nov 1]. Available from: [https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201612/t20161223\\_369497.htm](https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201612/t20161223_369497.htm). Chinese.
- [14] Liggio J, Gordon M, Smallwood G, Li SM, Stroud C, Staebler R, et al. Are emissions of black carbon from gasoline vehicles underestimated? Insights from near and on-road measurements. *Environ Sci Technol* 2012;46(9):4819–28.
- [15] Wang Y, Xing Z, Zhao S, Zheng M, Mu C, Du K. Are emissions of black carbon from gasoline vehicles overestimated? Real-time, in situ measurement of black carbon emission factors. *Sci Total Environ* 2016;547:422–8.
- [16] Ježek I, Katrašnik T, Westerdahl D, Močnik G. Black carbon, particle number concentration and nitrogen oxide emission factors of random in-use vehicles measured with the on-road chasing method. *Atmos Chem Phys* 2015;15(19):11011–26.
- [17] United States Environmental Protection Agency. In-use testing program for heavy-duty diesel engines and vehicles, technical support document. Report. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency; 2005. Report No.: EPA420-R-08-006.
- [18] Wilson RL. Semtech Ecostar meets highest standard. *Saline: Sensors, Inc.*; 2013 Mar 26.
- [19] Giechaskiel B, Dilara P, Andersson J. Particle measurement programme (PMP) light-duty inter-laboratory exercise: repeatability and reproducibility of the particle number method. *Aerosol Sci Technol* 2008;42(7):528–43.
- [20] SAE ARP 6320–2018. Procedure for the continuous sampling and measurement of non-volatile particle emissions from aircraft turbine engines. Troy: SAE International; 2013.
- [21] Kirchstetter TW, Novakov T. Controlled generation of black carbon particles from a diffusion flame and applications in evaluating black carbon measurement methods. *Atmos Environ* 2007;41(9):1874–88.
- [22] Wu Y, Zhang S, Hao J, Liu H, Wu X, Hu J, et al. On-road vehicle emissions and their control in China: a review and outlook. *Sci Total Environ* 2017;574:332–49.
- [23] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People’s Republic of China; Administration Standardization. GB 17930-2016: gasoline for motor vehicles. Chinese standard. Beijing: Standardization Administration; 2016; Chinese.
- [24] United States Environmental Protection Agency. Development of emission rates for light-duty vehicles in the motor vehicle emissions simulator. Report. Washington, DC: US Environmental Protection Agency; 2011. Report No.: EPA-420-R-11-011.
- [25] Zhang S, Wu Y, Wu X, Li M, Ge Y, Liang B, et al. Historic and future trends of vehicle emissions in Beijing, 1998–2020: a policy assessment for the most stringent vehicle emission control program in China. *Atmos Environ* 2014;89:216–29.
- [26] Wu Y, Zhang SJ, Li ML, Ge YS, Shu JW, Zhou Y, et al. The challenge to NO<sub>x</sub> emission control for heavy-duty diesel vehicles in China. *Atmos Chem Phys* 2012;12(19):9365–79.
- [27] Zheng X, Wu Y, Jiang J, Zhang S, Liu H, Song S, et al. Characteristics of on-road diesel vehicles: black carbon emissions in Chinese cities based on portable emissions measurement. *Environ Sci Technol* 2015;49(22):13492–500.
- [28] Jiménez-Palacios JL. Understanding and quantifying motor vehicle emissions with vehicle specific power and TILDAS remote sensing [dissertation]. Cambridge: Massachusetts Institute of Technology; 1999.
- [29] Zhang S, Wu Y, Liu H, Huang R, Un P, Zhou Y, et al. Real-world fuel consumption and CO<sub>2</sub> (carbon dioxide) emissions by driving conditions for light-duty passenger vehicles in China. *Energy* 2014;69:247–57.
- [30] Zheng X, Lu S, Yang L, Yan M, Xu G, Wu X, et al. Real-world fuel consumption of light-duty passenger vehicles using on-board diagnostic (OBD) systems. *Front Environ Sci Eng* 2020;14(2):33.
- [31] Wu X, Zhang S, Wu Y, Li Z, Zhou Y, Fu L, et al. Real-world emissions and fuel consumption of diesel buses and trucks in Macao: from on-road measurement to policy implications. *Atmos Environ* 2015;120:393–403.
- [32] Maricq MM, Szente JJ, Adams J, Tennison P, Rumpsa T. Influence of mileage accumulation on the particle mass and number emissions of two gasoline direct injection vehicles. *Environ Sci Technol* 2013;47(20):11890–6.
- [33] Xu F, Chen L, Stone R. Effects of a catalytic volatile particle remover (VPR) on the particulate matter emissions from a direct injection spark ignition engine. *Environ Sci Technol* 2011;45(20):9036–43.
- [34] Raza M, Chen L, Leach F, Ding S. A review of particulate number (PN) emissions from gasoline direct injection (GDI) engines and their control techniques. *Energies* 2018;11(6):1417.
- [35] Awad OI, Ma X, Kamil M, Ali OM, Zhang Z, Shuai S. Particulate emissions from gasoline direct injection engines: a review of how current emission regulations are being met by automobile manufacturers. *Sci Total Environ* 2020;718:137302.
- [36] Yao Z, Wang Q, He K, Huo H, Ma Y, Zhang Q. Characteristics of real-world vehicular emissions in Chinese cities. *J Air Waste Manag Assoc* 2007;57(11):1379–86.
- [37] O’Driscoll R, Stettler MEJ, Molden N, Oxley T, ApSimon HM. Real world CO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions from 149 Euro 5 and 6 diesel, gasoline and hybrid passenger cars. *Sci Total Environ* 2018;621:282–90.
- [38] Yang Z, Liu Y, Wu L, Martinet S, Zhang Y, Andre M, et al. Real-world gaseous emission characteristics of Euro 6b light-duty gasoline- and diesel-fueled vehicles. *Transp Res Part D* 2020;78:102215.
- [39] Chan TW, Meloche E, Kubsh J, Brezny R. Black carbon emissions in gasoline exhaust and a reduction alternative with a gasoline particulate filter. *Environ Sci Technol* 2014;48(10):6027–34.
- [40] McCaffery C, Zhu H, Li C, Durbin TD, Johnson KC, Jung H, et al. On-road gaseous and particulate emissions from GDI vehicles with and without gasoline particulate filters (GPFs) using portable emissions measurement systems (PEMS). *Sci Total Environ* 2020;710:136366.
- [41] He L, Hu J, Zhang S, Wu Y, Zhu R, Zu L, et al. The impact from the direct injection and multi-port fuel injection technologies for gasoline vehicles on solid particle number and black carbon emissions. *Appl Energy* 2018;226:819–26.
- [42] Forestieri SD, Collier S, Kuwayama T, Zhang Q, Kleeman MJ, Cappa CD. Realtime black carbon emission factor measurements from light duty vehicles. *Environ Sci Technol* 2013;47(22):13104–12.
- [43] Maricq MM, Szente JJ, Jahr K. The impact of ethanol fuel blends on PM emissions from a light-duty GDI vehicle. *Aerosol Sci Technol* 2012;46(5):576–83.
- [44] Zheng X, Wu X, He L, Guo X, Wu Y. Black carbon emissions from light-duty

- passenger vehicles using ethanol blended gasoline fuels. *Aerosol Air Qual Res* 2019;19(7):1645–54.
- [45] Jiang C, Xu H, Srivastava D, Ma X, Deam K, Cracknell R, et al. Effect of fuel injector deposit on spray characteristics, gaseous emissions and particulate matter in a gasoline direct injection engine. *Appl Energy* 2017;203:390–402.
- [46] Badshah H, Kittelson D, Northrop W. Particle emissions from light-duty vehicles during cold–cold start. *SAE Int J Eng* 2016;9(3):1775–85.
- [47] Yang J, Roth P, Durbin TD, Johnson KC, Cocker III DR, Asa-Awuku A, et al. Gasoline particulate filters as an effective tool to reduce particulate and polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from gasoline direct injection (GDI) vehicles: a case study with two GDI vehicles. *Environ Sci Technol* 2018; 52(5):3275–84.
- [48] Khalek IA, Bougher T, Jetter JJ. Particle emissions from a 2009 gasoline direct injection engine using different commercially available fuels. *SAE Int J Fuel Lubr* 2010;3(2):623–37.
- [49] Geller MD, Sardar SB, Phuleria H, Fine PM, Sioutas C. Measurements of particle number and mass concentrations and size distributions in a tunnel environment. *Environ Sci Technol* 2005;39(22):8653–63.
- [50] Krecl P, Targino AC, Landi TP, Ketzel M. Determination of black carbon,  $PM_{2.5}$ , particle number and  $NO_x$  emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development. *Atmos Environ* 2018;186:229–40.
- [51] Ban-Weiss GA, Lunden MM, Kirchstetter TW, Harley RA. Measurement of black carbon and particle number emission factors from individual heavy-duty trucks. *Environ Sci Technol* 2009;43(5):1419–24.
- [52] Kirchstetter TW, Harley RA, Kreisberg NM, Stolzenburg MR, Hering SV. On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles. *Atmos Environ* 1999;33(18):2955–68.
- [53] Miguel AH, Kirchstetter TW, Harley RA, Hering SV. On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon from gasoline and diesel vehicles. *Environ Sci Technol* 1998;32(4):450–5.
- [54] Park SS, Kozawa K, Fruin S, Mara S, Hsu YK, Jakober C, et al. Emission factors for high-emitting vehicles based on on-road measurements of individual vehicle exhaust with a mobile measurement platform. *J Air Waste Manag Assoc* 2011;61(10):1046–56.
- [55] Westerdahl D, Wang X, Pan X, Zhang KM. Characterization of on-road vehicle emission factors and microenvironmental air quality in Beijing, China. *Atmos Environ* 2009;43(3):697–705.
- [56] Ježek I, Drinovec L, Ferrero L, Carriero M, Močnik G. Determination of car onroad black carbon and particle number emission factors and comparison between mobile and stationary measurements. *Atmos Meas Tech* 2015;8:43–55.
- [57] Zielinska B, Sagebiel J, McDonald JD, Whitney K, Lawson DR. Emission rates and comparative chemical composition from selected in-use diesel and gasoline-fueled vehicles. *J Air Waste Manag Assoc* 2004;54(9):1138–50.