ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第8期

Vol.38 No.8

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第38卷 第8期
2017年8月15日

目　次

基于车载测试的重型柴油车尾气典型烷烃排放特征

史纯珍，郝雪薇，申现宝，曹鑫悦，张伟，吴辉，姚志良*

（北京工商大学食品学院环境科学与工程系，北京 100048）

摘要：本文采用车载排放测试系统对 11 辆国Ⅰ～国Ⅳ标准重型柴油车进行实际道路测试，利用 GC-MS 对样品中典型烷烃进行定量分析，解析重型柴油车尾气典型烷烃排放特征及规律. 结果表明，排放标准对重型柴油车尾气中正构烷烃、藿烷类有机物排放有显著影响，总体呈现随排放标准的加严而降低的趋势，相比于国Ⅰ测试车辆，国Ⅳ测试车辆正构烷烃、17α（H），21β（H）-C30藿烷（C30-藿烷）、22S-和 22R-17α（H），21β（H）-C31 升藿烷（22S-C31 升藿烷；22R-C31 升藿烷）总排放因子分别降低了 72.23%，64.95%，70.78% 和 74.68%. 气相正构烷烃呈双峰前锋型，以 C17～C18 为主峰碳，固相呈单峰前锋型，以 C18～C21 为主峰碳. 藿烷类有机物其 22S-C31 升藿烷/（22S-C31 升藿烷 + 22R-C31 升藿烷）的比值在 0.46～0.56 之间，平均值为 0.50，符合石油中藿烷的分布特征. 正构烷烃总排放因子与 17α（H），21β（H）-C30 藿烷总排放因子呈现出一定的线性关系，其 R^2 为0.926 8. 此外，行驶工况对测试车辆正构烷烃及藿烷类有机物排放有较大影响，非高速工况下排放因子是高速工况的 1.69～2.42 倍.

关键词：重型柴油车；车载排放测试系统（PEMS）；正构烷烃；17α（H），21β（H）-C30 藿烷；22R-17α（H），21β（H）-C31 升藿烷；22S-17α（H），21β（H）-C31 升藿烷

中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：0250-3301（2017）08-3146-07 **DOI**：10.13227/j.hjkx.201705161

Exhaust Emission Characteristics of Typical Alkanes from Heavy-Duty Diesel Vehicles Based on a Portable Emission Measurement System

SHI Chun-zhen, HAO Xue-wei, SHEN Xian-bao, CAO Xin-yue, ZHANG Wei, WU Hui, YAO Zhi-liang*

（Department of Environmental Science and Engineering, School of Food and Chemical Engineering, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China）

Abstract: The on-road emissions of typical alkanes from 11 heavy-duty diesel vehicles with different emission standards (from China Ⅰ to China Ⅳ) were tested using a portable emission measurement system (PEMS) and quantified by gas chromatography - mass spectrometry (GC-MS). Our aim was to analyze the emission characteristics of typical alkanes in heavy-duty diesel vehicle exhaust. The results show that the emission standard significantly affected the emission factors (EFs) of *n*-alkanes and hopanes. Vehicles with higher emission standards had lower EFs. Compared with China Ⅰ vehicles, the total EFs of *n*-alkanes, 17α（H），21β（H）-C30 hopane (C30-hopane), and 22S- and 22R-17α（H），21β（H）-homohopane (22S-C31 and 22R-C31 homohopane) from China Ⅳ vehicles were significantly reduced by 72.23%, 64.95%, 70.78%, and 74.68%, respectively. The peak carbon numbers of gaseous *n*-alkanes were 17 to 18, while they were 18 to 21 in particulate *n*-alkanes. The 22S-C31 homohopane/(22S-C31 homohopane + 22R-C31 homohopane) ratios ranged from 0.46 to 0.56, with an average of 0.50, which conform to the characteristics of hopanes in petroleum. The total EFs of *n*-alkanes had a good linear relationship with the total EFs of C30-hopane, and the R^2 was 0.9268. Furthermore, the driving conditions had a great influence on the emissions of *n*-alkanes and hopanes. Specifically, the EFs of *n*-alkanes and hopanes on non-highway roads were 1.69 to 2.42 times greater than those on highways.

Key words: heavy-duty diesel vehicles; portable emission measurement system (PEMS); *n*-alkanes; 17α（H），21β（H）-C30 hopane; 22R-17α（H），21β（H）-homohopane; 22S-17α（H），21β（H）-homohopane

随着机动车保有量的持续增长，机动车尾气排放已成为我国城市地区大气污染的主要来源[1,2]. 机动车尾气中包括很多对人体和大气环境有毒有害的物质，如多环芳烃、烷烃以及许多其他有机物[3,4]，其中以烷烃类物质为主. 研究表明正构烷烃是机动车尾气烷烃类物质中可定量的优势组分[5]，其对人体的毒性表现为窒息作用、对中枢神经系统的麻醉作用和对皮肤黏膜、呼吸道的刺激作用等[6]. 正构烷烃对人体的危害程度会随碳数的增加而增大，当碳数大于 16 时，不仅能损伤皮肤，甚至产生皮肤癌[7]. 重型柴油车虽然在燃油车总保有量中比例较小，但其污染物排放量却远远高于其他轻型车. Grosjean 等[8]研究表明，重型车各种污染物排放因子均是轻型车几倍至几十倍以上. 研究重型柴

收稿日期：2017-05-17；**修订日期**：2017-06-06
基金项目：国家自然科学基金项目（21407006）
作者简介：史纯珍（1985～），女，博士，讲师，主要研究方向为大气污染监测与健康效应，E-mail：shichunzhen@btbu.edu.cn
* 通信作者，E-mail：yaozhl@th.btbu.edu.cn

油车尾气烷烃类物质排放特征对大气污染的源解析以及降低对人体健康危害有着重要意义.

目前国内外研究机动车尾气烷烃类物质多采用台架测试和隧道测试[9,10]. 但台架测试不能反映机动车实际道路行驶中真实排放情况,可能会严重低估机动车的排放[11]. 而隧道测试只能得到单一工况下测试车辆综合排放因子,并且测试过程中会受到环境背景值以及气候条件的影响[12,13]. 二者均不能很好地反映实际道路机动车排放的真实水平. 随着测试技术的不断发展,车载排放测试逐渐成为机动车排放测试的研究热点[14~16],该方法可以获得机动车实际道路行驶过程中车辆各项行驶状态参数、污染物浓度以及外界环境参数,能够很好地反映单车的工况对瞬时污染物排放的影响[17,18]. 目前采用车载测试研究重型柴油车尾气烷烃类有机物的研究相对较少,因此本研究基于车载测试系统研究重型柴油车尾气典型烷烃排放特征及关键因素的影响,以期为我国重型柴油车污染控制提供数据支撑.

1 材料与方法

1.1 测试系统

本研究车载排放测试系统主要包括三大部分:气态污染物测试系统(SEMTECH-DS)、等比例稀释系统(SEMTECH-MPS)和烷烃采样系统. 分别利用石英膜和聚氨酯泡沫(PUF)对颗粒态和气态烷烃进行采样,PUF 采用多级串联形式吸附. 采样流量控制在 5 L·min^{-1},每次采样前后对采样系统进行气体流量校正.

1.2 测试路线

本研究测试路线涵盖非高速路和高速路,分别代表非高速工况和高速工况. 非高速测试路段以苏州浒墅关装卸运输公司为起点,东桥收费站为终点,全长 14.6 km;高速路段以东桥收费站为起点,以东山收费站为终点,全长 32.4 km. 测试期间所有测试车辆为空载,测试均处于热启动状态,为确保测试采集样品在离线分析时不低于仪器的检测下限,测试采样时间在 30 ~40 min.

1.3 测试车辆

本研究选取 11 辆在用重型柴油车(总质量大于12 000 kg),包括国Ⅰ ~国Ⅳ这 4 种排放标准,每种标准测试车辆 2 ~3 辆. 其中国Ⅰ至国Ⅲ标准重型柴油车未安装任何尾气处理装置,而国Ⅳ标准重型柴油车全部安装了选择性催化还原尾气处理装置(SCR). 所有测试车辆均由运输公司租赁,发动机在生产时都符合相关标准且运行良好,尿素是 SCR 正常运转工作的必要条件,测试车辆 SCR 装置均正常加入尿素. 车辆详细信息如表 1 所示.

表1　测试车辆详细信息

Table 1　Detailed information concerning the test vehicles

编号	技术	生产年份	车辆型号	发动机号	总重/kg	额定功率/kW	发动机排气量/L	累计行驶里程/km
1	国Ⅰ	2003	解放 CA1113P1K2L8	50374921	15 880	165	4.75	318 041
2		2001	永旋 HYG9160	00430005	36 305	193	9.73	245 683
3		2007	东风 EQ4181W	69143470	39 500	191	8.8	177 234
4	国Ⅱ	2007	东风 EQ1143ZE	E0246700165	14 000	100	4.26	292 109
5		2007	解放 CA1128PK2L2A80	50757114	12 175	100	4.75	161 909
6		2010	解放 CA4206P1K2T3EA80	51681139	34 015	203	7.70	88 000
7	国Ⅲ	2009	解放 CA1133P9K2L4E	51406342	13 470	101	4.75	220 813
8		2009	解放 CA1123P9K2L4E	52385597	12 015	106	4.75	213 518
9		2015	解放 CA1160P62K1L3E4	60322838	15 585	118	4.04	3 582
10	国Ⅳ	2015	解放 CA1310P1K2L7T10E4A80	52551884	31 000	180	6.74	38 547
11		2015	解放 CA1169PK2L2E4A80	60177107	15 800	121	4.04	35 744

1.4 预处理及 GC-MS 分析方法

典型烷烃预处理方法分为提取-浓缩-净化-再浓缩及定容这 5 个步骤. 首先将样品(石英膜或 PUF)加入二氯甲烷,超声提取 3 次,每次 30 min. 将提取液旋转蒸发至 1 mL 左右,加入填好 20 cm 硅胶和 10 cm 氧化铝的层析柱,用 50 mL 正己烷洗脱,收集洗脱液即为正构烷烃及藿烷类物质. 最后将收集洗脱液浓缩至 0.5 mL 左右,定容至 1 mL,冷冻保存待测.

本研究分析仪器采用美国 Thermo 公司 Trace 1300-ISQ 气相色谱质谱联用仪,色谱柱为石英毛细管柱 DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm, Agilent). 升温程序为初始温度 50℃ ,以 6℃ · min^{-1} 升至 300℃, 保持 15 min. 不分流进样,1 μL. 进样口温度

为275℃,检测器温度280℃,传输线温度280℃,载气为高纯氦气(99.999%),流速为1.5 mL·min^{-1},溶剂延迟5 min. 定量分析采用选择离子模式,分别检测 m/z =85 正构烷烃,m/z =191 藿烷类.

采用外标法对典型烷烃进行定量分析,定量物质包括 C15 ~ C35 21 种正构烷烃(美国 AccuStandard 公司,99.9%),17α(H),21β(H)-C30 藿烷(C30-藿烷),22R-17α(H),21β(H)-C31 升藿烷(22R-C31 升藿烷)以及 22S-17α(H),21β(H)-C31 升藿烷(22S-C31 升藿烷)(挪威 Chiron AS 公司,99.9%),其标准曲线、相关系数(R^2)及检出限如表2所示.

表2 正构烷烃及藿烷类标准曲线、R^2 及检出限

Table 2 Standard curves, R^2, and the detecting limit of *n*-alkanes and hopanes

项目	物质	线性方程	R^2	检出限/ng·mL^{-1}
正构烷烃	C15	y = 27 874 921.25x + 1 574 791.30	0.999 7	2.75
	C16	y = 30 214 730.27x + 926 417.61	0.999 8	2.67
	C17	y = 33 222 664.05x + 1 271 943.23	0.999 8	2.50
	C18	y = 34 848 856.98x − 459 057.92	1.000 0	2.59
	C19	y = 38 175 446.23x + 806 495.74	0.999 9	2.54
	C20	y = 40 282 265.54x − 777 224.54	0.999 9	2.52
	C21	y = 42 007 783.4x − 563 875.54	0.999 8	2.54
	C22	y = 44 803 705.36x − 2 014 785.93	0.999 5	2.66
	C23	y = 45 987 424.94x − 2 258 783.59	0.999 4	2.72
	C24	y = 44 978 684.42x − 1 954 426.21	0.999 6	2.89
	C25	y = 44 289 534.42x − 1 883 354.73	0.999 5	3.13
	C26	y = 42 765 443.43x − 2 011 686.30	0.999 3	3.10
	C27	y = 41 632 628.97x − 3 192 144.29	0.998 5	3.39
	C28	y = 40 010 911.08x − 3 401 150.13	0.998 2	3.52
	C29	y = 38 155 989.22x − 3 842 866.61	0.997 6	4.04
	C30	y = 36 964 859.79x − 4 729 625.84	0.996 1	4.33
	C31	y = 35 908 508.64x − 5 454 822.15	0.993 9	4.86
	C32	y = 24 983 796.15x − 1 690 382.37	0.994 2	5.77
	C33	y = 21 373 399.18x − 1 511 327.94	0.992 1	6.91
	C34	y = 17 662 202.43x − 1 112 880.54	0.994 5	8.93
	C35	y = 14 339 971.18x − 1 054 785.21	0.994 1	11.36
藿烷类有机物	22S-C31 升藿烷	y = 2 321 745.88x − 24 894.25	0.9998	3.47
	22R−C31 升藿烷	y = 25 676 669.15x − 651 153.79	0.998 6	2.93
	C30-藿烷	y = 159 028 482.20x − 5 314 214.54	0.997 6	4.65

1.5 质量保证措施

为保证测试具有较好的重复性,本研究对所有测试车辆,在道路行驶采样中进行一次相同路线下的重复采样. 并设置样品空白和溶剂空白,上述空白实验均未检出待测污染物. 为保证分析仪器运行的稳定性,本研究使用标准品连续进样5次,计算RSD值,其值小于0.18%,仪器运行良好.

2 结果与讨论

2.1 正构烷烃

2.1.1 排放标准对正构烷烃排放的影响

(1)正构烷烃排放因子

如图1所示,相对于国Ⅰ测试车辆而言,国Ⅱ测试车辆排放因子有所增加,国Ⅲ、国Ⅳ测试车辆排放因子明显下降. 国Ⅳ测试车辆正构烷烃气固相及总排放因子相比于国Ⅰ测试车辆而言,分别降低了71.59%、73.35%和72.23%. 气相正构烷烃排放因子均高于固相排放因子,平均是固相的1.71倍. Perrone 等[9]研究欧Ⅰ ~欧Ⅳ标准柴油车正构烷烃 C20 ~ C32 的排放因子,也发现正构烷烃的排放与排放标准有很大关系. 欧I测试车辆正构烷烃排放因子为2 034 μg·km^{-1},欧Ⅲ、欧Ⅳ测试车辆正构烷烃排放因子相对持平,分别为87 μg·km^{-1}和101 μg·km^{-1},相比于欧I分别降低了95.72%和95.03%. Liu 等[19]等研究也表明现代的发动机和技术标准能够显著降低碳氢化合物排放. 本研究正构烷烃排放因子要明显高于 Perrone 等研究,主要原因是测试车型不同,且检测的碳数范围小于本研究,各国不同排放标准、燃油种类以及测试车辆均会影响正构烷烃的排放[20].

(2)正构烷烃碳数分布及特征参数

如图2所示,整体上气相正构烷烃呈双峰前锋

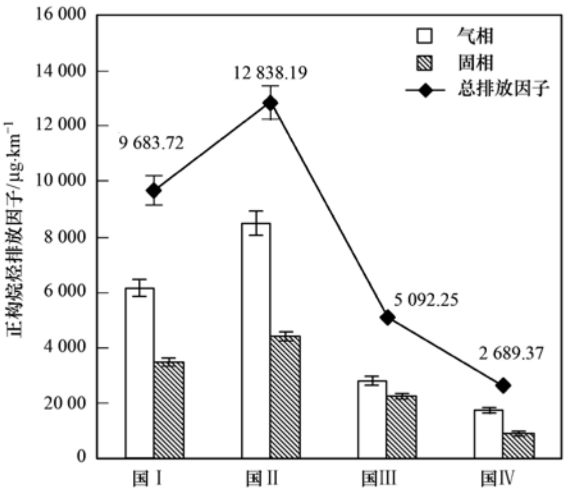

图 1　国Ⅰ～国Ⅳ标准测试车辆正构烷烃气固相及总排放因子

Fig. 1　Gaseous, particulate phase and total emission factors of *n*-alkanes from China Ⅰ to China Ⅳ test vehicles

型，以 C17～C18 为主峰碳；固相呈单峰前锋型，以 C18～C21 为主峰碳，说明固相相对于气相而言，更易富集高分子量的烷烃．研究表明[21]主峰碳数可作为有机质来源和成熟度的标志，人为使用的化石燃料一般成熟度较高，主峰碳数≤23，且无明显的奇偶优势[22]．上述气固相正构烷烃主峰碳数均小于 C23，符合化石燃料源输入的特征．李登科等[4]采用台架测试研究国Ⅱ、国Ⅲ柴油发动机也显示气态正构烷烃以 C15～C17 为主峰碳，固相正构烷烃主峰碳为 C19～C22．除此之外，国Ⅲ、国Ⅳ测试车辆气固相正构烷烃在 C27～C31 之间均显示"锯齿"状，有一定的奇偶优势，并且国Ⅰ气相和国Ⅲ固相正构烷烃以 C26～C27 为主峰碳．分析其原因可能是由于在采样稀释尾气过程中，稀释空气存在少量的植物碎屑，使采集尾气混入了生物源[23]．

由表 3 可以看出，4 种标准测试车辆气固相正构烷烃 CPI 值变化范围在 1.01～1.06 之间，平均值为 1.03 非常接近于 1；% waxCn 植物蜡贡献率在 1.67%～6.65% 之间，平均值为 3.90%．本研究中 L/H 的值，其变化范围在 0.42～2.47 之间，除个别值外，大多大于或接近于 1，符合石油输入的特征[24]．

表 3　国Ⅰ至国Ⅳ标准测试车辆正构烷烃特征参数

Table 3　Characteristic parameters of *n*-alkanes emitted from China Ⅰ to China Ⅳ test vehicles

技术	项目	主峰碳	CPI	Wax%	L/H
国Ⅰ	气相	C26	1.03	4.39	0.42
	固相	C20	1.03	3.24	1.68
国Ⅱ	气相	C18	1.02	1.78	1.38
	固相	C18	1.06	2.56	2.47
国Ⅲ	气相	C17	1.05	1.67	1.10
	固相	C27	1.01	6.65	0.82
国Ⅳ	气相	C17	1.06	6.61	0.93
	固相	C21	1.03	4.34	1.44

2.1.2　行驶工况对正构烷烃排放的影响

(1) 正构烷烃排放因子及特征参数

如图 3 所示，工况对正构烷烃的排放有明显影响．高速工况下，测试车辆正构烷烃平均气固相及总排放因子分别为 2 579.90、2 132.40 和 4 712.30 μg·km⁻¹；而非高速工况下为 6 241.26、3 604.36 和 9 845.62 μg·km⁻¹；非高速工况下测试车辆平均气固相及总排放因子分别是高速工况的 2.42 倍、1.69 倍和 2.09 倍．关共凑[25]研究佛山市区机动车尾气污染排放特征时也发现，慢速或怠速工况下机动车

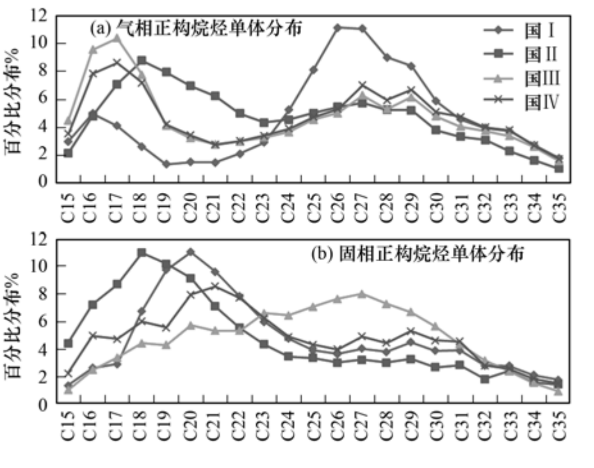

图 2　国Ⅰ至国Ⅳ标准测试车辆正构烷烃气固相碳数百分比分布特征

Fig. 2　Percentage contribution of each *n*-alkane in the emissions of China Ⅰ to China Ⅳ test vehicles

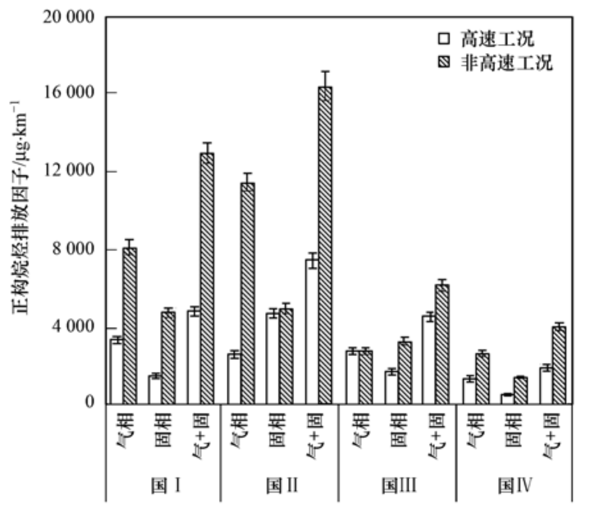

图 3　不同行驶工况测试车辆正构烷烃气固相及总排放因子

Fig. 3　Gaseous, particulate phase and total emission factors of *n*-alkanes in different driving conditions

尾气会产生更多污染物,排放因子更高. 测试车辆在高速工况和非高速工况下正构烷烃碳数分布和主要特征参数没有明显的差异规律,其结果与排放标准对正构烷烃排放影响中讨论结果相似.

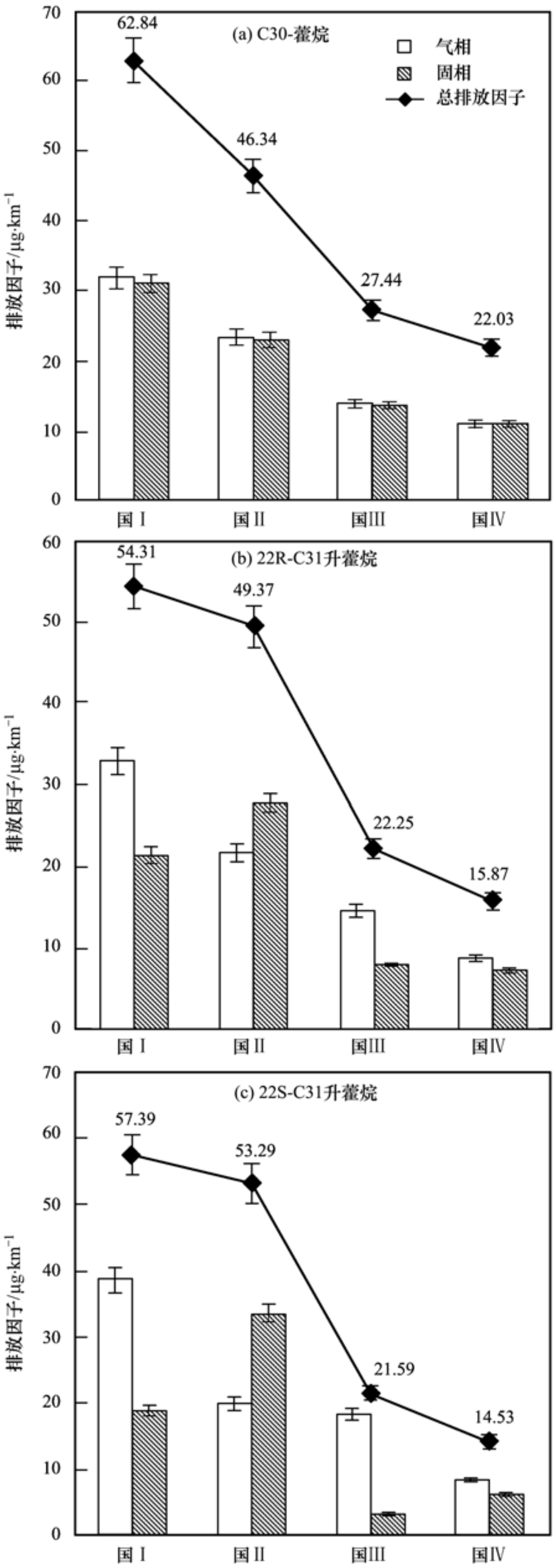

图4 国Ⅰ至国Ⅳ标准测试车辆藿烷类有机物气固相及总排放因子

Fig. 4 Gaseous, particulate phase, and total emission factors of hopanes emitted from China Ⅰ to China Ⅳ test vehicles

2.2 藿烷类有机物

2.2.1 排放标准对藿烷类有机物排放特征影响

(1)藿烷类有机物排放因子

如图4(a)所示,测试车辆C30-藿烷总排放因子由国Ⅰ测试车辆(62.84 $\mu g\cdot km^{-1}$)降低至国Ⅳ测试车辆(22.03 $\mu g\cdot km^{-1}$),降幅达到64.95%;且C30-藿烷气固两相排放因子非常相近. 由图4(b)和图4(c)可以看出,22R-C31升藿烷和22S-C31升藿烷排放因子和排放特征大致相同. 相比于国Ⅰ而言,国Ⅳ测试车辆总排放因子分别降低了70.78%和74.68%. 二者排放因子总体上均显示气相大于固相,平均是固相的2.39倍和1.36倍. 4种标准测试车辆C31升藿烷22S/(22S+22R)的比值没有较大差异,范围在0.46~0.56之间,平均值为0.50,已接近平衡终点[S/(S+R)=0.60左右],与成熟度较高的石油中藿烷类有机物分布特征十分接近[26].

(2)C30-藿烷相关性分析

如图5所示,正构烷烃总排放因子与C30-藿烷总排放因子呈现明显线性关系,其R^2为0.926 8. Huang等[27]研究柴油机半挥发性有机物排放特征时,发现$\sum$15PAHs、$\sum$11NPAHs、$PM_{2.5}$以及SOF与C30-藿烷排放有显著的线性相关性,其线性相关系数R^2在0.72~0.95之间. 但已有研究中C30-藿烷与各污染物比值仍存在很大波动范围与差距. Phuleria等[28]研究$\sum$9PAHs与C30-藿烷比值发现,其波动范围在0.6~5 400之间. 本研究通过计

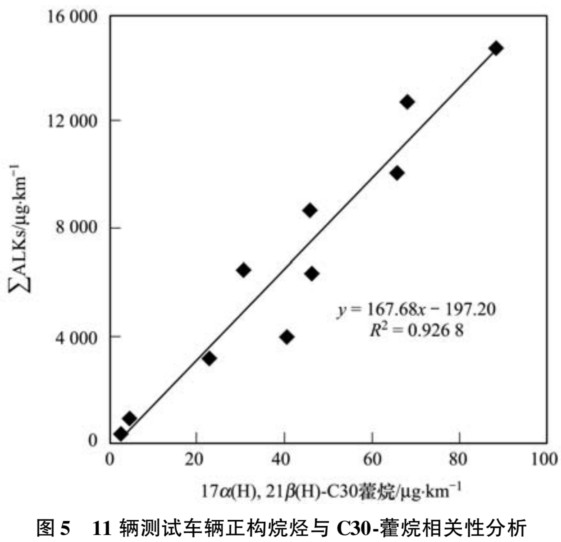

图5 11辆测试车辆正构烷烃与C30-藿烷相关性分析

Fig. 5 Linear relationship of total n-alkanes and C30hopanes

算得出了正构烷烃与 C30-藿烷的线性关系及相关规律,希望能够为 C30-藿烷相关性分析提供一定理论及数据支持,为今后使用 C30-藿烷来定量示踪机动车源解析方法奠定基础.

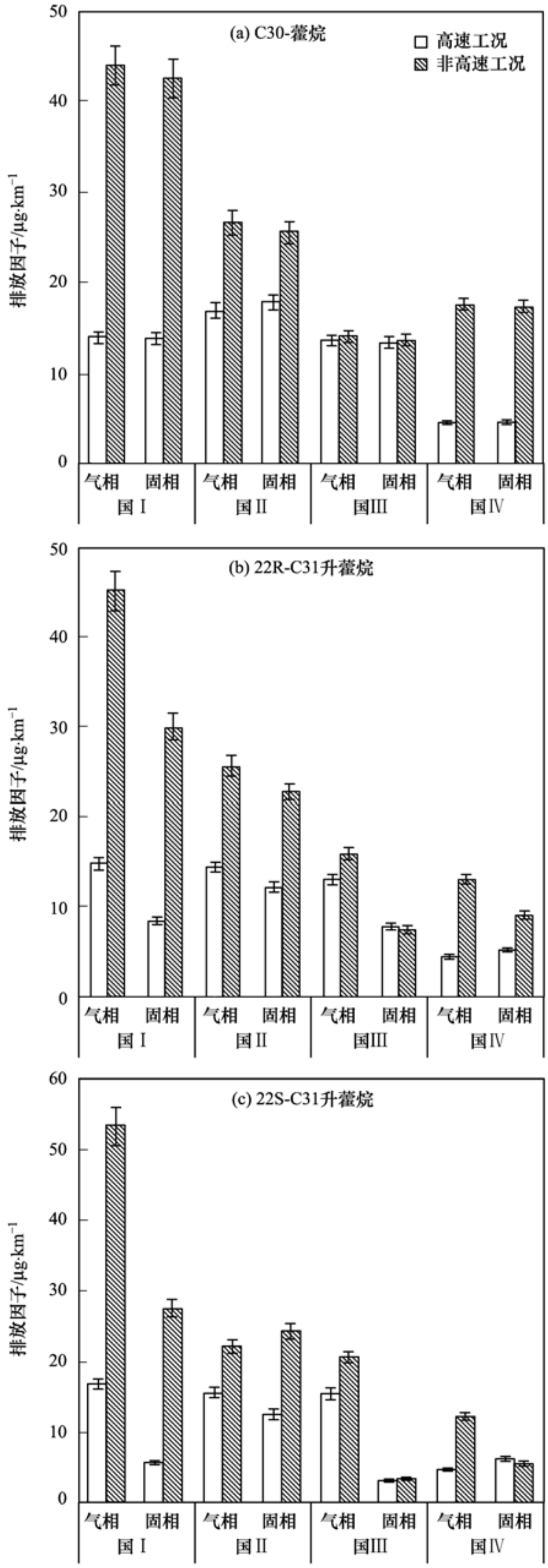

图 6　不同行驶工况测试车藿烷类有机物气固相及总排放因子

Fig. 6　Gaseous, particulate phase, and total emission factors of hopanes in different driving conditions

2.2.2　不同工况藿烷类有机物排放因子及相关性分析

图 6 给出了测试车辆在高速工况和非高速工况下藿烷类有机物气固相及总排放因子. 在高速工况下,C30-藿烷、22R-C31 升藿烷和 22S-C31 升藿烷平均总排放因子分别为 24.70、20.07 和 20.05 μg·km^{-1};而非高速工况下,三者平均总排放因子分别为 50.22、42.18 和 42.20 μg·km^{-1}. 测试车辆在非高速工况下 3 种藿烷类有机物平均总排放因子是高速工况的 2.03 ~ 2.10 倍. 高速工况和非高速工况下测试车辆 22S/(22S + 22R) 比值没有较大差别,范围在 0.38 ~ 0.56 之间,平均值为 0.48. 正构烷烃与 C30-藿烷也有较好的相关性,R^2 分别为 0.978 1和0.803 6.

3　结论

(1)排放标准对测试车辆正构烷烃、藿烷类有机物的排放均有显著影响. 整体上排放因子随标准的提升而降低,其中国Ⅲ、国Ⅳ测试车辆排放因子降低显著.

(2)测试车辆在高速工况和非高速工况下正构烷烃、藿烷类有机物的排放也有显著差异,非高速工况下是高速工况的 1.69 ~ 2.42 倍.

(3) 11 辆测试车辆正构烷烃总排放因子与 C30-藿烷总排放因子在不同排放标准及行驶工况下均呈现出一定的线性关系,其 R^2 范围在0.803 6 ~ 0.978 1之间.

参考文献:

[1]　徐慧, 张晗, 邢振雨, 等. 厦门冬春季大气 VOCs 的污染特征及臭氧生成潜势[J]. 环境科学, 2015, **36**(1): 11-17.
Xu H, Zhang H, Xing Z Y, *et al*. Pollution characteristics and ozone formation potential of ambient VOCs in winter and spring in Xiamen[J]. Environmental Science, 2015, **36**(1): 11-17.

[2]　黄成, 楼晟荣, 乔利平, 等. 重型柴油公交车实际道路颗粒物排放的理化特征[J]. 环境科学研究, 2016, **29**(9): 1352-1361.
Huang C, Lou S R, Qiao L P, *et al*. Physicochemical characteristics of real-world PM emissions from heavy-duty diesel buses[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, **29**(9): 1352-1361.

[3]　符海欢, 田娜, 商惠斌, 等. 模拟不同排放源排放颗粒及多环芳烃的粒径分布研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(1): 46-52.
Fu H H, Tian N, Shang H B, *et al*. Size distribution of particle and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in particle emissions from

simulated emission sources[J]. Environmental Science, 2014, **35**(1): 46-52.

[4] 李登科. 机动车排气中 SVOCs 及颗粒物中 SOF 成分分析[D]. 天津: 天津大学, 2012.
Li D K. Research of composition of semi volatile organic compounds and SOF in particulate matter in vehicle exhaust[D]. Tianjin: Tianjin University, 2012.

[5] 方冬青, 蔡天骐, 张阳, 等. 我国机动车和燃油锅炉颗粒有机物排放特征[J]. 化学工业与工程, 2015, **32**(5): 44-51.
Fang D Q, Cai T Q, Zhang Y, *et al*. Characters of airborne particular matter from vehicular exhausts and oil-powered boiler emissions[J]. Chemical Industry and Engineering, 2015, **32**(5): 44-51.

[6] 董华模. 化学物的毒性及其环境保护参数手册[M]. 北京: 人民卫生出版社, 1988.

[7] 冯精兰, 席楠楠, 张飞, 等. 黄河河南段水体中正构烷烃的分布特征与来源解析[J]. 环境科学, 2016, **37**(3): 893-899.
Feng J L, Xi N N, Zhang F, *et al*. Distribution characteristics and source apportionment of n-alkanes in water from yellow river in Henan section[J]. Environmental Science, 2016, **37**(3): 893-899.

[8] Grosjean D, Grosjean E, Gertler A W. On-road emissions of carbonyls from light-duty and heavy-duty vehicles[J]. Environmental Science & Technology, 2001, **35**(1): 45-53.

[9] Perrone M G, Carbone C, Faedo D, *et al*. Exhaust emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons, *n*-alkanes and phenols from vehicles coming within different European classes[J]. Atmospheric Environment, 2014, **82**: 391-400.

[10] 楼狄明, 赵成志, 徐宁, 等. 不同排放标准公交车燃用生物柴油颗粒物排放特性[J]. 环境科学, 2017, **38**(6): 2301-2307.
Lou D M, Zhao C Z, Xu N, *et al*. Emission characteristics of particulate matter from diesel buses meeting different China emission standards fueled with biodiesel[J]. Environmental Science, 2017, **38**(6): 2301-2307.

[11] De Vlieger I. On board emission and fuel consumption measurement campaign on petrol-driven passenger cars[J]. Atmospheric Environment, 1997, **31**(22): 3753-3761.

[12] Na K. Determination of VOC source signature of vehicle exhaust in a traffic tunnel[J]. Journal of Environmental Management, 2006, **81**(4): 392-398.

[13] Grieshop A P, Lipsky E M, Pekney N J, *et al*. Fine particle emission factors from vehicles in a highway tunnel: effects of fleet composition and season[J]. Atmospheric Environment, 2006, **40**: 287-298.

[14] Durbin T D, Johnson K, Cocker Ⅲ D R, *et al*. Evaluation and comparison of portable emissions measurement systems and federal reference methods for emissions from a back-up generator and a diesel truck operated on a chassis dynamometer[J]. Environmental Science & Technology, 2007, **41**(17): 6199-6204.

[15] Huo H, Yao Z L, Zhang Y Z, *et al*. On-board measurements of emissions from diesel trucks in five cities in China[J]. Atmospheric Environment, 2012, **54**: 159-167.

[16] Zhang K S, Frey C. Evaluation of response time of a portable system for in-use vehicle tailpipe emissions measurement[J]. Environmental Science & Technology, 2008, **42**(1): 221-227.

[17] 樊守彬, 田灵娣, 张东旭, 等. 北京市机动车尾气排放因子研究[J]. 环境科学, 2015, **36**(7): 2374-2380.
Fan S B, Tian L D, Zhang D X, *et al*. Emission factors of vehicle exhaust in Beijing[J]. Environmental Science, 2015, **36**(7): 2374-2380.

[18] Unal A, Frey H C, Rouphail N M. Quantification of highway vehicle emissions hot spots based upon on-board measurements[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2004, **54**(2): 130-140.

[19] Liu Z G, Berg D R, Vasys V N, *et al*. Analysis of C_1, C_2, and C_{10} through C_{33} particle-phase and semi-volatile organic compound emissions from heavy-duty diesel engines[J]. Atmospheric Environment, 2010, **44**(8): 1108-1115.

[20] Johnson K C, Durbin T D, Jung H, *et al*. Quantifying in-use PM measurements for heavy duty diesel vehicles[J]. Environmental Science & Technology, 2011, **45**(14): 6073-6079.

[21] 袁杨森. 北京市大气颗粒物中有机污染源的生物标志物示踪[D]. 北京:中国地质大学(北京), 2007.
Yuan Y S. Source tracing of biomarkers in the organic pollutants from atmospheric particulates in Beijing city[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2007.

[22] Yadav S, Tandon A, Attri A K. Monthly and seasonal variations in aerosol associated *n*-alkane profiles in relation to meteorological parameters in New Delhi, India[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2013, **13**(1): 287-300.

[23] 胡冬梅, 彭林, 白慧玲, 等. 太原市空气颗粒物中正构烷烃分布特征及来源解析[J]. 环境科学, 2013, **34**(10): 3733-3740.
Hu D M, Peng L, Bai H L, *et al*. Distribution and source apportionment of *n*-alkanes in atmospheric particle in Taiyuan, China[J]. Environmental Science, 2013, **34**(10): 3733-3740.

[24] 王文岩. 西安城郊正构烷烃和多环芳烃的空间分布、来源分析及风险研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2014.
Wang W Y. Research on the distribution, source and risk assessment of alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons of Xi'an outskirt[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2014.

[25] 关共凑. 佛山市区机动车尾气污染排放特征及其控制措施研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2008.
Guan G C. Research on characteristics of motor vehicle exhaust pollution and corresponding control measures in Foshan[D]. Guangzhou: Guangdong University of Technology, 2008.

[26] 张枝焕, 陶澍, 沈伟然, 等. 天津地区主要河流表层沉积物中饱和烃的组成与分布特征[J]. 地球化学, 2004, **33**(3): 291-300.
Zhang Z H, Tao S, Shen W R, *et al*. Characterization of saturated hydrocarbon in surface sediments from rivers in Tianjin, China[J]. Geochimica, 2004, **33**(3): 291-300.

[27] Huang L, Bohac S V, Chernyak S M, *et al*. Effects of fuels, engine load and exhaust after-treatment on diesel engine SVOC emissions and development of SVOC profiles for receptor modeling[J]. Atmospheric Environment, 2015, **102**: 228-238.

[28] Phuleria H C, Geller M D, Fine P M, *et al*. Size-resolved emissions of organic tracers from light- and heavy-duty vehicles measured in a California roadway tunnel[J]. Environmental Science & Technology, 2006, **40**(13): 4109-4118.

HUANJING KEXUE

Vol. 38 No. 8

Environmental Science (monthly)

Aug. 15, 2017

CONTENTS