

西安冬季 PM_{10} 中正构烷烃昼夜变化特征

周变红^{1,2,3},李建军¹,王格慧¹,曹军骥¹,张承中²

(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, 西安 710075;
2. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 西安 710055; 3. 宝鸡文理学院 环境工程系, 宝鸡 721013)

摘要:利用中流量颗粒物采样器于2009年1月14—21日和2月7—12日分昼夜采集了西安市大气中 PM_{10} 样品,应用气相色谱-质谱联用仪分析了 PM_{10} 中正构烷烃 $C_{18} \sim C_{36}$ (19种)。结果表明,西安市冬季正常天气下 PM_{10} 昼夜浓度分别为 $(432 \pm 143) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、 $(444 \pm 139) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 无显著的昼夜差异,但是元宵节期间 PM_{10} 夜间浓度 $(595 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})$ 高于白天 $(385 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})$ 。冬季正常天气下 PM_{10} 中总正构烷烃 ($\sum n\text{-alkanes}$) 白天 $(836 \pm 668 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3})$ 低于夜间 $(1100 \pm 695 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3})$, 而元宵节期间 $\sum n\text{-alkanes}$ 白天浓度 $(708 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3})$ 却高于夜间 $(577 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3})$ 。两个采样时段昼夜正构烷烃主峰碳变化趋势一致,为双峰型分布,低碳数($C < 25$)主峰碳为 C_{23} ,高碳数($C > 25$)主峰碳为 C_{29} ,且具有明显的奇数碳优势。昼夜正构烷烃的 CPI 指数结果显示,西安市冬季大气可吸入颗粒物中正构烷烃主要由化石燃料的不完全燃烧产生, PM_{10} 中来自生物源和矿物燃料源的正构烷烃分别为 13% ~ 36%、64% ~ 87%。

关键词: PM_{10} ; 昼夜; 正构烷烃; CPI; 元宵节; WNA%

中图分类号: X513 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-9901(2010)01-0060-06

Diurnal variation of *n*-Alkanes in atmospheric PM_{10} during winter in Xi'an

ZHOU Bian-hong^{1,2,3}, LI Jian-jun¹, WANG Ge-hui¹, CAO Jun-ji¹, ZHANG Cheng-zhong²

(1. State Key Laboratory of Loess and Quaternary Geology, Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710075, China; 2. School of Environment Engineering & City Planning, Xi'an University of Architecture & Technology, Xi'an 710055, China; 3. Department of Geographical Science and Environment Engineering, Baoji University of Arts and Sciences, Baoji 721013, China)

Abstract: PM_{10} samples were collected in Xi'an between 14—21 Jan. and 7—12 Feb. 2009 with middle volume sampler, and *n*-alkanes in the samples were measured for molecular compositions and concentrations using a gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) technique. The results showed that PM_{10} were 444 ± 139 and $432 \pm 143 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ in the day and night with no significant diurnal difference. The *n*-alkanes homologue ($C_{18} \sim C_{36}$) were characterized by a bimodal molecular distribution during the two sampling periods, peaking at C_{23} and C_{29} respectively. The total *n*-alkanes in normal days were higher in the nighttime ($1100 \pm 695 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$) than in the daytime ($836 \pm 668 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$), in contrast to the diurnal variation on the Lantern Festival day, which was higher in the daytime ($708 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$) than in the nighttime ($577 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$). CPI and WNA% of the *n*-alkanes indicated that the compounds mainly originated from incomplete combustion of fossil fuels, accounting for 64% ~ 87% of the total with the remaining (13% ~ 36%) derived from biogenic sources.

Key words: PM_{10} ; diurnal variation; *n*-alkanes; CPI; WNA%

收稿日期:2010-05-17

基金项目:国家自然科学基金项目(40873083);中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-148);宝鸡文理学院院级重点项目(ZK0797)

通讯作者:王格慧, E-mail:wanggh@ieecas.cn

正构烷烃(*n*-alkanes)是一种重要的有机物污染物,主要来源于高等植物角质蜡层的排放以及悬浮的孢子、微生物和昆虫等和化石燃料、植物的不完全燃烧(Yassaa et al, 2001)。由于正构烷烃的化学惰性和低挥发性,使得它们成为气溶胶迁移和颗粒物来源研究中的标志物(Gelencsér et al, 1998)。因此,近年来,正构烷烃在大气污染控制及大气化学研究备受关注。大气颗粒态有机物的化学组成、来源、形成机制及环境效应的研究已成为国际环境科学的研究前沿和有效控制城市大气污染的关键(Chak and Yao, 2008)。我国西部地区气候干燥,能源以燃煤为主,浮尘较多,因而大气颗粒物污染特征与其他地方不同。虽然国内外学者对大气颗粒物中正构烷烃做了大量研究(Simoneit et al, 1988; Simoneit et al, 1991; Rogge et al, 1993; Schauer et al, 1999; Oros and Simoneit, 2000; Simoneit, 2002; Guo et al, 2003; Sakurai et al, 2003; Brandenberge et al, 2005; Wang and Kawamura, 2005; Huang et al, 2006; Wang et al, 2006; Bi et al, 2008; Wang et al, 2009; Xie et al, 2009),但有关西部城市气溶胶中正构烷烃研究较少。所以,研究西部城市大气颗粒物中正构烷烃的含量、组成、来源及变化规律具有重要的现实意义。

1 材料与方法

1.1 实验仪器及试剂

仪器:中流量颗粒物采样器(青岛崂山KC-120型),气-质联用仪(Agilent 7890A-5975C),氮气浓缩仪等。

药品及试剂:甲醇、二氯甲烷、正己烷均为农残级色谱纯(TEDIA,美国),偶数碳正构烷烃混标:C₁₀~C₃₆(Supelco,美国)及内标物为C₁₃(Supelco,美国)等。

1.2 样品采集

西安地处关中平原中部,属于暖温带半湿润气候,采样点设在市高新区中国科学院地球环境研究所综合大楼二楼顶,采样头距地面约10 m,四周没有明显的气溶胶排放源,地势开阔,能够较好的代表西安市大气可吸入颗粒物PM₁₀的变化特征。样品采集使用青岛崂山KC-120H型中流量采样器,配带PM₁₀采样头。采样流量范围为100 L·min⁻¹,选

用微孔纤维石英质滤纸(Φ90 mm, Whatman, UK),采样前在马弗炉中450℃焙烧6 h,以消除可能的有机物。采样时间为2009年1月14—21日和2月7—12日,共14 d,采样时间白天为08:00—18:00,夜间为20:00—06:00,同时记录同期的气象参数。共获得28个样品,用铝箔包好,放置冰箱-18℃保存以备分析。

1.3 样品的前处理

取3.08 cm²样品置于20 mL玻璃瓶中,加入15 mL二氯甲烷和甲醇的混合溶剂(V:V,2:1)超声萃取3次,每次15 min,萃取后用装有玻璃棉的滴管过滤,除去滤膜碎屑和残余颗粒物,然后合并萃取液至25 mL的梨形瓶中,旋转蒸发至约0.5 mL,再移至1.5 mL的进样瓶中用高纯氮气吹干,加50 μL硅烷化试剂BSTFA+TMCS(99:1)和10 μL吡啶于70℃下反应3 h,所得衍生物用140 μL含1.512 ng·μL⁻¹C₁₃正构烷烃的正己烷溶液稀释至200 μL,-4℃保存至分析(Wang and Kawamura, 2005)。

1.4 样品分析条件和质量控制

采用Agilent公司的气相色谱-质谱联用仪(7890A-5975C),色谱柱为DB-5MS,30 m×0.25 mm×0.25 μm。升温程序:起始温度50℃(保持2 min),以15℃·min⁻¹升至120℃,然后以5℃·min⁻¹升至300℃(保持16 min)。目标化合物通过谱图解析、与标准物质对保留时间及质谱图定性分析,内标法定量。

研究做了试剂空白、实验室空白和回收率实验,结果表明实验符合质量保证和质量控制要求,各种烷烃的标准曲线线性良好($R^2 > 0.95$),回收率80%~112%。玻璃仪器、剪刀、镊子等使用前均用超纯水、甲醇、二氯甲烷依次各淋洗3遍。

2 结果与讨论

2.1 冬季PM₁₀的昼夜污染浓度水平

表1所示,2008年西安市冬季采样期间夜间的平均气温、风速低于白天,夜间的湿度大于白天。如表2所示,PM₁₀白天及夜间PM₁₀质量浓度的变化范围分别为163~779 μg·m⁻³和272~665 μg·m⁻³,平均分别为432 μg·m⁻³、444 μg·m⁻³,均超出我国环境空气质量二级标准150 μg·m⁻³,最大超标倍数为4.2。

表1 采样期间的昼夜相关气象参数

日期	平均温度(℃)		平均相对湿度(%)		平均风速(m·s⁻¹)		平均能见度(km)		平均降雨量(mm)	
	昼	夜	昼	夜	昼	夜	昼	夜	昼	夜
09/02/2009	7.0	5.2	80	88	1.3	0.6	20.0	20.0	0	0
14 - 21/01/2009	4.9	3.6	67	72	1.3	1.0	12.0	15.4	0.1	0.5

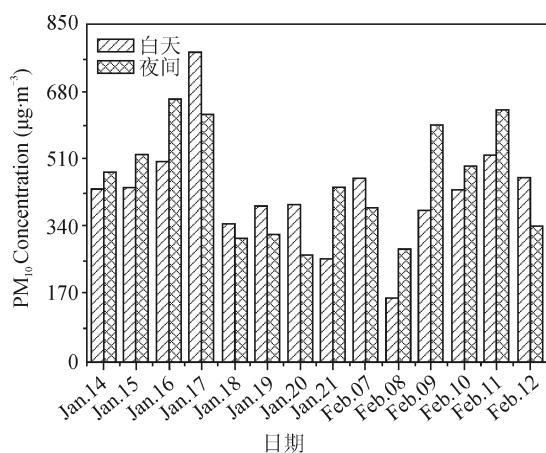
表2 2008年西安市冬季正常天气和元宵节PM₁₀及PM₁₀中正构烷烃C₁₈~C₃₆及的昼夜浓度变化

化合物	缩写	元宵节 昼(n=1)	正常昼(n=13)				元宵节 夜(n=1)	正常夜(n=13)			
			Min.	Max.	Mean	STD		Min.	Max.	Mean	STD
Octadecane	C ₁₈	3	2	30	8	7	6	1	28	12	10
Nonadecane	C ₁₉	3	2	98	16	25	6	3	70	23	25
Eicosane	C ₂₀	9	5	191	35	50	11	6	132	45	43
Heneicosane	C ₂₁	16	6	286	59	76	23	8	190	68	57
Docosane	C ₂₂	45	12	173	62	46	38	14	175	79	51
Tricosane	C ₂₃	74	21	313	85	75	56	29	208	102	61
Tetracosane	C ₂₄	75	22	299	79	70	58	32	186	97	55
Pentacosane	C ₂₅	81	23	303	82	71	62	34	207	101	59
Hexacosane	C ₂₆	58	13	208	55	49	44	22	157	74	45
Heptacosane	C ₂₇	64	19	114	57	28	53	30	168	82	45
Octacosane	C ₂₈	38	8	67	31	17	27	15	121	49	32
Nonacosane	C ₂₉	106	27	218	99	57	89	49	255	127	71
Tricontane	C ₃₀	24	4	56	24	15	19	11	97	39	28
Hentricontane	C ₃₁	69	10	172	73	47	57	32	211	99	61
Dotricontane	C ₃₂	12	1	45	16	13	7	6	83	28	26
Tritricontane	C ₃₃	20	3	92	30	26	14	10	107	43	36
Tetratricontane	C ₃₄	5	0	86	15	22	4	3	51	18	17
Pentatricontane	C ₃₅	7	1	27	9	8	1	3	31	11	9
Hexatricontane	C ₃₆	1	0	8	4	3	0	0	30	5	8
Σn-alkanes ng/m ³		708	209	2770	836	668	577	370	2286	1100	695
PM ₁₀ , μg/m ³		385	163	779	432	143	595	272	665	444	139
Σn-alkanes/PM ₁₀ , %		1.8	0.6	5.5	2.0	1.3	1.0	0.6	4.8	2.5	1.4

2.2 冬季PM₁₀中正构烷烃的昼夜和元宵节的昼夜

污染浓度水平

如图1、表2所示,样品中正构烷烃分布为C₁₈~C₃₆,白天总浓度为(836 ± 668) ng·m⁻³,夜间为(1100 ± 695) ng·m⁻³,比白天高24%,昼夜正构烷烃分别占PM₁₀的2.0‰、2.5‰。2月9日为阴历元宵节,白天总正构烷烃浓度(708 ng·m⁻³)高于夜间(577 ng·m⁻³),由于燃放烟花爆竹,夜间大气中PM₁₀浓度(595 μg·m⁻³)高于白天(385 μg·m⁻³),且比冬季正常天夜间PM₁₀高出34%。西安冬季总正构烷烃平均浓度,分别是宝鸡的0.5倍(Wang et al., 2009; Xie et al., 2009),南京的3.8倍(Wang and Kawamura, 2005)和北京的2.3倍(Huang et al., 2006)。

图1 冬季PM₁₀昼夜质量浓度

如图2a所示,冬季正构烷烃白天相对丰度除C₁₉, C₂₀, C₂₆, C₃₀, C₃₃外均大于夜间,但是代表植物来源的C₂₉在元宵节晚上的相对丰度(15.4%)要大于其他时段(13.0%,如图2a)也稍大于白天(14.2%,如图2b),表明元宵节晚上正构烷烃的植物贡献相对增高,这可能是由于当晚西安市交通管制,机动车减少,从而来自机动车尾气排放的正构烷烃相对减少所致。

2.3 冬季PM₁₀中正构烷烃的分布特征

大气颗粒物中正构烷烃主要来源于化石燃料的不完全燃烧和高等植物排放。目前常用参数如主峰碳(Cmax)、碳优势指数(carbon preference index,CPI)来加以判别。主峰碳数(C_{max})是指正构烷烃中含量最高的碳数。碳优势指数CPI,是用各种正构烷烃中含奇数碳数的化合物浓度加和与含偶数碳数化合物浓度的加和之比来判定正构烷烃的来源。CPI值越高,说明来自植物排放的正构烷烃的比例越高;反之,则说明主要由化石燃料燃烧等人为排放产生。生物源正烷烃中CPI值一般>5,甚至高达10以上,主峰碳数≥27;石油及其产品的燃烧产生的正构烷烃,CPI值接近于1.0(Simoneit et al., 1988);混合源烷烃中CPI值则随着生物源和人为源的相对贡献大小,在两

者之间变化。CPI₁涵盖了所有测定的正构烷烃,CPI₂和CPI₃主要是评估来自矿物燃料不完全燃烧和高等植物排放产生的正构烷烃,Rogge(1993)和Schauer et al(1999)等人的研究表明,机动车尾气中正构烷烃的碳数范围为C₁₉~C₃₂,汽油车尾气中正构烷烃的浓度以C₂₀、C₂₄、C₂₅最高,而重型或中型柴油卡车以C₂₀最高,其中C₂₅主要来自于润滑油,而C₁₉~C₂₁主要来自于燃油的不完全燃烧(Sakurai et al., 2003; Brandenberge et al., 2005),C₂₄~C₃₅主要来自于高等植物蜡脂或生物质燃烧(Rogge et al., 1993; Simoneit, 2002)。并且相对丰度以C₂₇、C₂₉、C₃₁最高,并在这一范围出现明显的奇数碳优势分布。毕新慧等(2008)通过研究我国不同地区的煤炭燃烧的烟尘发现燃煤能产生大量的C₁₄~C₃₂的正构烷烃,同时还发现各种煤炭燃烧生成的正构烷烃CPI比值接近1.0(0.9~1.2),且在C₁₉~C₂₄达到最大相对丰度,另外Oros and Simoneit(2000)研究得出正构烷烃的主峰碳数一般可作为有机质来源和成熟度的标志,成熟度较高的有机质有较低的主峰碳数,成熟度较低的有机质则有较高的主峰碳数。化石燃料一般成熟度较高,燃烧排放的正构烷烃有较低的主峰碳数,无明显的奇偶优势;高等植物等排放的正构烷烃则以高主峰碳数为特征。

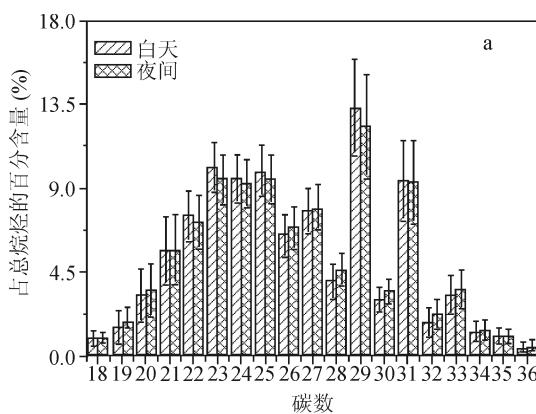
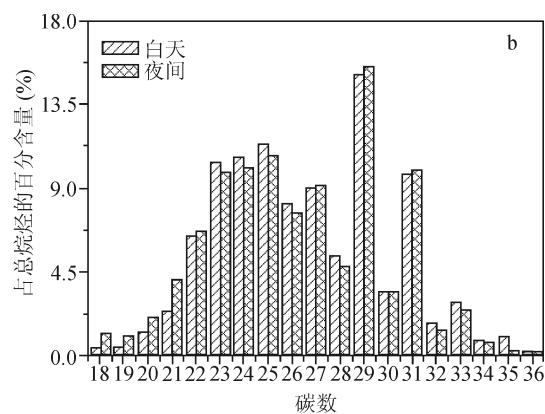
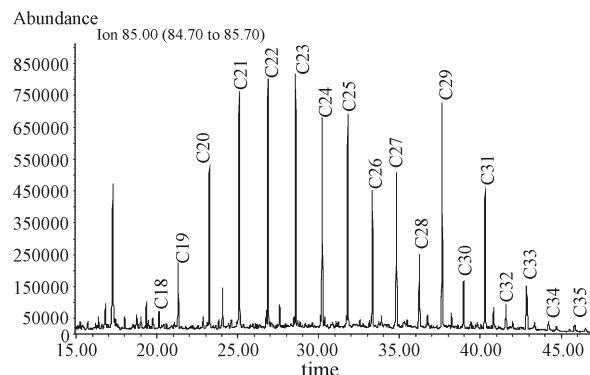


图2 2008年冬季大气PM₁₀中正构烷烃各碳数的昼夜相对百分含量
(a. 冬季正常天气, b. 元宵节期间)



西安市冬季PM₁₀中正构烷分布呈现典型的双峰型分布,如图2a、2b及图3所示,以C₂₃和C₂₉为主峰碳,即由C₂₀~C₂₆为正态分布峰群,由C₂₇~C₃₂为另一个正态分布峰群,低于C₂₆的正构烷烃无明显的奇偶优势,而高于C₂₆的正构烷烃分布有较明显的奇偶优势,典型的双峰型分布表明在采样期间,冬季大气颗粒物为生物源和人为源的共同贡献。

由表3可知,西安市冬季正常天气下正构烷烃CPI₁指数的白天为1.6(范围1.3~2.0,下同),夜间为1.5(1.4~2.1),CPI₂白天为0.8(0.7~1.1),夜间为0.8(0.7~1.0),CPI₃则白天为2.0(1.6~2.5),夜间为1.8(1.6~2.4),表明化石燃料燃烧排放的昼夜变化对正构烷烃的分子组成影响不显著,与此相反,由于植物排放活动白天高于夜间,因而导致CPI₃白天略大于夜间。

图3 PM₁₀中正构烷烃的色谱图

为了估算生物源和化石燃料燃烧排放对西安市大气中正构烷烃的相对贡献,采用式 WNA% = $[\sum C_n - 0.5 \times (C_{n-1} + C_{n+1})] \times 100\% / \sum n\text{-alkanes}$ (Simoneit et al, 1991) 来估算由植物脂产生的正构烷烃对总体正构烷烃浓度的贡献率。由表 3 可知,白天生物源的贡献为 13% ~ 35%,平均为 26%,夜间生物源的贡献率为 18% ~ 36%,平均为 23%,元宵节晚上生物源的贡献率为 27%,高于白天的 24%,可能是由于元宵节当晚机动车辆减少所致。

表3 PM₁₀中生物源标记物浓度(ng·m⁻³)及正构烷烃昼夜浓度判定比值

	元宵节		正常昼(n=13)				元宵节		正常夜(n=13)			
	昼(n=1)	Minimum	Maximum	Mean	STD	夜(n=1)	Minimum	Maximum	Mean	STD		
CPI ₁	1.6	1.3	2.0	1.6	0.2	1.7	1.4	2.1	1.5	0.2		
CPI ₂	0.7	0.7	1.1	0.8	0.1	0.8	0.7	1.0	0.8	0.1		
CPI ₃	1.9	1.6	2.5	2.0	0.3	2.0	1.6	2.4	1.8	0.2		
Plant wax	184	65	418	187	111	154	92	424	219	116		
Fossil fuel	236	57	807	247	191	178	104	707	345	215		
WNA%	24	13	35	26	7	27	18	36	23	5		

CPI₁:n-C₁₅~C₃₂碳优势指数; CPI₂:n-C₁₅~C₂₄碳优势指数; CPI₃:n-C₂₃~C₃₂碳优势指数; WNA%:由高等植物释放的正构烷烃占总正构烷烃的百分含量;括号内的 n 为样品数。

表4 西安冬季PM₁₀中总正构烷烃的浓度和其他城市冬季的总正构烷烃对比

城市	年度	粒径	浓度(ng·m ⁻³)	Plant wax (%)	Fossil fuel (%)	CPI	C _{max}	参考文献
西安	2009	PM ₁₀	958	25	75	1.6	C _{23/29}	本研究
宝鸡	2008	PM ₁₀	1733	22	78	1.4	C ₂₃	(xie et al,2009)
南京	2004—2005	PM _{2.5}	225	9	91	1.3	C _{22/23}	(Wang and Kawamura,2005)
北京	2001—2002	PM _{2.5}	477	11	89	1.2	C _{24/25}	(Célia et al,2001)
青岛	2002	TSP	371	20	80	1.4	C ₂₃	(Guo et al,2003)
广州	2003	PM _{2.5}	994	9	91	1.1	C ₂₃	(Wang and Kawamura,2006)

如表 4 所示,西安市大气中正构烷烃尤其是矿物燃料不完全燃烧产生的正构烷烃浓度比周边中小城市如宝鸡市要低,这可能是清洁能源如电、天然气更为普及所致。此外,表 4 还显示我国冬季南北城市大气中 75% 以上正构烷烃来自于化石燃料燃烧,且更多的富集在 2.5 μm 以下的细颗粒物上。

3 结论

(1) 2008 年冬季采样期间,西安市大气可吸入颗粒物污染均超过国家环境空气质量二级标准 (150 μg·m⁻³),最高超标倍数为 4.2,无显著的昼夜变化特征。

(2) 昼夜正构烷烃占大气可吸入颗粒物 PM₁₀ 的 2.0‰ 和 2.5‰,且夜间高于白天,但元宵节昼夜正构烷烃仅占大气中 PM₁₀ 的 1.8‰ 和 1.0‰,且夜间低于白天,主要是由于燃放烟花爆竹释放出大量的颗粒物所致。

(3) 正构烷烃为双峰型分布,低碳数(C < 25)主峰碳为 23,高碳数(C > 25)主峰碳为 29。CPI (CPI₁、CPI₂、CPI₃) 及 WNA% 数据显示西安市 64% ~ 87% 正构烷烃来自于化石燃料的不完全燃烧,而来自生物源的正构烷烃占 13% ~ 36%。

参考文献

Bi X H, Simoneit B R T, Sheng G Y, et al. 2008.

- Characterization of molecular markers in smoke from residential coal combustion in China [J]. *Fuel*, 87(1): 112-119.
- Brandenberge S, Mohr M, Grob K. 2005. Contribution of unburned lubricating oil and diesel fuel to particulate emission from passenger cars [J]. *Atmospheric Environment*, 39(37):6985-6994.
- Chak K C, Yao X H. 2008. Air pollution in mega cities in China[J]. *Atmospheric Environment*, 42(1):1-42.
- Gelencsér A, Barcza T, Kiss G, et al. 1998. Distribution of *n*-alkanes and PAHs in atmospheric aerosols [J]. *Atmospheric Research*, 46 (3):223-231.
- Guo Z G, Sheng L F, Feng J L. 2003. Seasonal variation of solvent extractable organic compounds in the aerosols in Qingdao, China [J]. *Atmospheric Environment*, 37: 1825-1834.
- Huang X F, He L Y, Hu M, et al. 2006. Annual variation of particulate organic compounds in PM_{2.5} in the urban atmosphere of Beijing [J]. *Atmospheric Environment*, 40 (14):2449-2458.
- Oros D R, Simoneit B R T. 2000. Identification and emission rates of molecular tracers in coal smoke particulate matter [J]. *Fuel*, 79:515-536.
- Rogge W F, Hildemann M, Mazurek M A, et al. 1993. Sources of fine organic aerosol • 4 • Particulate abrasion products from leaf surfaces of urban plants [J]. *Environmental Science and Technology*, 27(13):2700-2711.
- Sakurai H, Tobias H J, Park K. 2003. On-line measurements of diesel nanoparticle composition and volatility [J]. *Atmospheric Environment*, 37(9):1199-1210.
- Schauer J J, Kleeman M J, Cass G R, et al. 1999. Measurement of emissions from air pollution sources • 2 • C₁ through C₃₀ organic compounds from medium duty diesel trucks [J]. *Environmental Science & Technology*, 33(10): 1578-1587.
- Simoneit B R T, Sheng G, Chen X, et al. 1991. Molecular marker study of extractable organic matter in aerosols from urban areas of China [J]. *Atmospheric Environment A-Gen*, 25:2111-2129.
- Simoneit B R T, Cox R E, Standley L J. 1988. Organic matter of the troposphere-IV. Lipids in harmattan aerosols of nigeria [J]. *Atmospheric Environment*, 22: 983-1004.
- Simoneit B R T. 2002. Biomass burning—a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion [J]. *Applied Geochemistry*, 17:129-162.
- Wang G H, Kawamura K, Xie M, et al. 2009. Size-distributions of *n*-alkanes, PAHs and hopanes and their sources in the urban, mountain and marine atmospheres over East Asia [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(22):8869-8882.
- Wang G H, Kawamura K, Lee S, et al. 2006. Molecular, Seasonal, and Spatial Distributions of Organic Aerosols from Fourteen Chinese Cities [J]. *Environmental Science & Technology*, 40:4619-4625.
- Wang G H, Kawamura K. 2005. Molecular characteristics of urban organic aerosols from Nanjing: A case study of a mega-city in China [J]. *Environmental Science & Technology*, 39(19):7430-7438.
- Xie M J, Wang G H, Hu S Y. 2009. Aliphatic alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM₁₀ aerosols from Baoji, China: Implications for coal burning[J]. *Atmospheric Research*, 93(1):840-848.
- Yassaa N, Meklati B Y, Cecinato A. 2001. Particulate *n*-alkanes, *n*-alkanoic acids and polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Algiers City Area [J]. *Atmospheric Environment*, 35(10):1843-1851.