第31卷 第5期 环 境 化 学 Vol. 31, No. 5
2012年 5月 ENVIRONMENTAL CHEMISTRY May 2012

典型海滨和内陆城市 PM_{10} 中的碳成分初步研究*

刘碧莲[1] 吴水平[1**] 印红玲[2] 王新红[1]

(1. 厦门大学近海海洋环境科学国家重点实验室, 厦门, 361005; 2. 成都信息工程学院资源环境学院, 成都, 610225)

摘 要 为了分析碳成分在海滨和内陆城市的浓度现状、季节变化和日变化特征,于2009-11-2—2009-11-4(秋季)、2009-12-21—2009-12-23(冬季)、2010-4-27—2010-4-30(春季)和2010-8-26—2010-8-29(夏季)连续同步密集采集了厦门和成都大气可吸入颗粒物(PM_{10})样品,并采用IMPROVE热光分析法分析了PM_{10}中有机碳(OC)和元素碳(EC),采用燃烧氧化-非分散红外吸收法测定了样品中的水溶性有机碳(WSOC),采用乙基紫-分光光度法测定样品中阴离子表面活性物质(EVAS)的浓度. 结果显示,海滨和内陆城市PM_{10}中碳成分含量季节分布明显,冬春季含量较高,夏秋季含量较低. 各季碳成分含量日变化趋势不完全相同. WSOC与OC和EC相关分析结果显示,WSOCs主要来源于光化学反应形成的二次污染物.

关键词 可吸入颗粒物(PM_{10}), 碳成分, 季节变化, 日变化.

碳是大气颗粒物的重要成分,主要包括有机碳(OC)和元素碳(EC)[1-2],其中OC由排放源直接排放的有机碳和经二次形成的有机碳构成,EC主要由各种燃料不完全燃烧产生. 含碳气溶胶颗粒可直接和间接地影响气候变化,直接通过OC和EC对太阳辐射的散射和吸收效应,使地球变冷和变暖,更重要的是影响大气能见度. Latha[3]等研究表明大气能见度降低主要应归于悬浮颗粒物和气态污染物的散射和吸收;间接通过云凝聚核(cloud condensation nuclei, CCN)的形式,改变云的光学性质和云的分布,当空气湿度增大时将促使碳颗粒物形成CCN,特别是水溶性有机碳(water soluble organic carbon, WSOC),可能是大气CCN的主要来源之一. 含碳气溶胶因其主要以细粒子形式存在,容易进入呼吸系统影响人体健康,特别是含碳颗粒物中的水溶性成分. 已有研究报道,受表面活性剂污染的可吸入颗粒物(PM_{10})能破坏呼吸道粘膜的稳定性,而导致过敏和哮喘[4-5]. 因此对气溶胶中含碳物质,尤其是水溶性含碳物质的研究具有重要意义.

随着经济区建设的快速发展,工业燃料消耗量及机动车数量大量增加,使厦门大气环境质量有逐年恶化的趋势,灰霾天气出现频率增加,大气能见度在下降. 成都作为典型的内陆城市,是四川盆地灰霾污染严重的代表性城市. 因而有必要对厦门和成都地区现有空气质量进行研究. 与气溶胶中的离子、元素等无机组分相比,对颗粒物中有机成分的组成、浓度及形成机制的研究尚待深入. 已有的研究大都集中于碳气溶胶中有机组分的浓度水平和季节变化,而对有机组分的日变化特征研究甚少.

为了更深入地了解光化学反应对碳气溶胶形成机制的影响,本研究对典型海滨(厦门)和典型内陆(成都)城市PM_{10}中主要碳成分的日变化进行了探讨,分析其在沿海和内陆城市的浓度现状、季节变化和日变化特征,为改善空气质量提供基础数据,同时为今后本地区的类似研究奠定基础.

1 实验部分

1.1 样品采集

厦门采样点设于厦门市厦门大学海洋楼楼顶,距离地面约12 m,紧靠马路,且临近环岛干线,约1 km处有一大型公交终点站(胡里山炮台站),每日经过海洋楼的公交车数量在45000辆以上,属于交通和居民密集区;成都采样点设于成都市新气象宾馆楼顶,距离地面约15 m,距离交通主干道约60 m,也属于交通和居民密集区. 采样时间为2009年11月至2010年8月,季节的划分如下:春季采样从2010

2011年9月21日收稿.

* 国家自然科学基金(40971257, 41171365);环保公益性行业科研专项(201009004)资助.

** 通讯联系人, Tel:0592-2188592, E-mail:wsp@xmu.edu.cn

年 4 月 27 日至 30 日;夏季采样从 2010 年 8 月 26 日至 29 日;秋季采样从 2009 年 11 月 2 日至 4 日;冬季采样从 2009 年 12 月 21 日至 23 日. 根据每日的车流量及光辐射等气象因素确定每日采样时间段,分别为早上(07:00—11:00);中午(11:00—15:00);下午(15:00—18:00);夜晚(18:00—06:00). 使用大流量 PM_{10} 采样器(青岛应用 2031 型,流量 1.05 $m^3 \cdot min^{-1}$)及石英滤膜(Pallflex Tissuequartz 2500 QAT-UP, 203 mm × 254 mm)进行密集日变化采样. 采样前石英滤膜在 600 ℃温度下灼烧 8 h,以除去残留碳和其它杂质. 采样前后滤膜均置于温度(25 ± 2)℃、相对湿度 40% ± 5% 的环境中平衡 24 h,用电子天平(METTLER AE240)称重获取颗粒物质量. 大气颗粒物样品置于冰箱中冷冻(-18℃)避光保存至分析.

1.2 分析方法

颗粒物样品中的有机碳(OC)和元素碳(EC)的含量测定采用美国沙漠所研发的热光反射碳分析仪(DRI Model 2001 Thermal/Optical Carbon Analyzer, Atmoslytic Inc., Calabasas, CA, USA)分析,由 IMPROVE(Interagency Monitoring of Protected Visual Environment)分析协议规定的热光反射法(TOR)获得 OC 和 EC 的质量浓度[6].

水溶性有机碳(WSOC)的浓度采用 TOC-Vcph 总碳分析仪(日本岛津公司)测定,取 1/4 张滤膜样品剪碎,用 30 mL 的 MQ 水浸泡过夜,超声 45 min,用 0.45 μm 孔径的聚碳酸酯膜过滤,滤液定容至 50 mL. 取 20 mL 滤液,加入 40 μL 浓磷酸(85%),以除去样品中溶解无机碳,冷藏保存至分析. 滤液用高纯氧曝气后,将注入燃烧炉内催化氧化成二氧化碳,再由高纯氧吹入非色散红外检测器检测,以邻苯二甲酸氢钾作标准物质进行定量.

水溶性有机物中的阴离子表面活性物质(EVAS)的浓度,采用乙基紫-分光光度法[7-8],利用 HP8453 紫外-可见分光光度计测定乙基紫活性物质(EVAS),并以十二烷基苯磺酸钠作标准对其浓度进行定量.

1.3　质量控制与质量保证

实验过程中,每批样品均保证至少 5% 的空白(现场空白和流程空白)来评价整个实验过程中的干扰,空白实验的结果显示实验过程中存在微量污染,但其含量在样品的数据处理中已经扣除.

2　结果与讨论

2.1　PM_{10} 中有机碳(OC)和元素碳(EC)的含量特征

2.1.1　PM_{10} 中 OC 和 EC 季节变化特征

本研究测得的厦门、成都 OC 和 EC 质量浓度各季均值见表 1,厦门 OC 质量浓度各季均值介于 4.66—15.32 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 9.24 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间,成都介于 22.76—49.69 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 37.00 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间,分别约占 PM_{10} 质量浓度的 4%—11% 和 11%—17%,说明 OC 是 PM_{10} 的重要组成部分;厦门 EC 平均质量浓度介于 1.55—4.96 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 2.67 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间,成都介于 6.36—13.26 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 9.85 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间,分别约占 PM_{10} 质量浓度的 1.1%—3.5% 和 2.7%—7.2%.

海滨和内陆城市大气 PM_{10} 中 OC、EC 平均质量浓度季节分布较明显(图 1),厦门 OC 平均质量浓度季节变化顺序为冬季 > 秋季 > 春季 > 夏季,其中秋季值与春季值相当,均为 8.48 $\mu g \cdot m^{-3}$ 左右,而夏季值则只有 4.66 $\mu g \cdot m^{-3}$. 成都 OC 季节变化情况与厦门相似,但春季平均质量浓度略高于秋季(即冬季 > 春季 > 秋季 > 夏季),且各季平均质量浓度都明显高于厦门采样点. 冬季的 OC 值比较高,夏季相对较低,可能是由于夏季的气温较高,使得小分子的有机物挥发,而冬季气温较低,低沸点的有机分子不易从颗粒物中挥发出来,且冬季能耗增加,使得排放的有机碳污染物浓度增大. 厦门 EC 平均质量浓度季节变化顺序为冬季 > 春季 > 夏季 > 秋季,成都 EC 平均质量浓度季节变化顺序为冬季 > 夏季 > 春季 > 秋季. 厦门、成都冬季 EC 平均质量浓度高于其它季节,这主要是由于冬季大气层结比较稳定,逆温现象比较多,稳定的气象条件阻止了污染物的稀释扩散的缘故.

成都有机碳(OC)和元素碳(EC)含量在任何季节都较厦门高,除与污染源排放强度有关之外,还与厦门是海滨城市,大气扩散条件较好有关. 两采样点冬季 OC 和 EC 的平均质量浓度,与其它内陆和海滨城市冬季 OC、EC 浓度作比较(图 2),由图 2 可见,成都 PM_{10} 中 EC 浓度最高,OC 浓度仅次于西安(2007 年 1 月);厦门 OC 浓度略高于香港(2001 年 1 月和 2 月),EC 浓度与香港 EC 浓度水平相似,浓度最

低[9-11]. 可见,成都碳气溶胶污染严重,尤其是 OC 污染水平.

表 1 厦门、成都 PM_{10} 中主要碳成分质量浓度日均值比较($\mu g \cdot m^{-3}$)

Table 1 Concentrations ($\mu g \cdot m^{-3}$) of major carbon component in PM_{10} in Xiamen and Chengdu

成分	采样点	秋季	冬季	春季	夏季
OC	厦门	8.66(3.85—17.70)	15.32(9.02—19.73)	8.31(4.85—13.07)	4.66(2.12—9.33)
	成都	36.05(21.89—70.80)	49.69(34.53—73.30)	39.50(19.36—67.56)	22.76(13.72—42.77)
EC	厦门	1.55(0.66—3.34)	4.96(2.97—11.31)	2.45(1.48—3.98)	1.70(0.14—2.88)
	成都	6.36(2.42—14.78)	13.26(7.99—21.67)	9.89(3.61—18.02)	9.90(3.00—24.46)
WSOC	厦门	2.55(0.97—4.40)	7.64(4.20—11.13)	7.73(5.87—14.10)	3.18(0.35—5.94)
	成都	9.29(4.34—13.59)	22.82(18.52—28.78)	15.33(10.86—24.78)	10.03(5.33—17.22)
EVAS	厦门	0.34(0.14—0.69)	0.92(0.44—2.15)	1.01(0.52—1.53)	0.42(0.03—1.26)
	成都	0.99(0.51—1.29)	1.67(1.30—2.91)	1.17(0.49—2.20)	1.03(0.37—2.74)
WSOC/OC	厦门	29.0(22.9—38.4)	52.0(21.9—78.7)	92.7(60.5—139.2)	70.0(8.3—131.1)
(%)	成都	28.0(15.9—38.6)	48.8(34.5—67.2)	39.1(26.7—60.9)	44.9(32.3—103.2)
EVAS/WSOC	厦门	13.9(9.2—25.8)	11.7(8.3—20.0)	13.8(8.0—20.5)	12.6(0.9—22.0)
(%)	成都	11.1(6.7—16.3)	7.4(5.5—12.8)	8.1(4.5—10.1)	9.9(4.0—16.1)

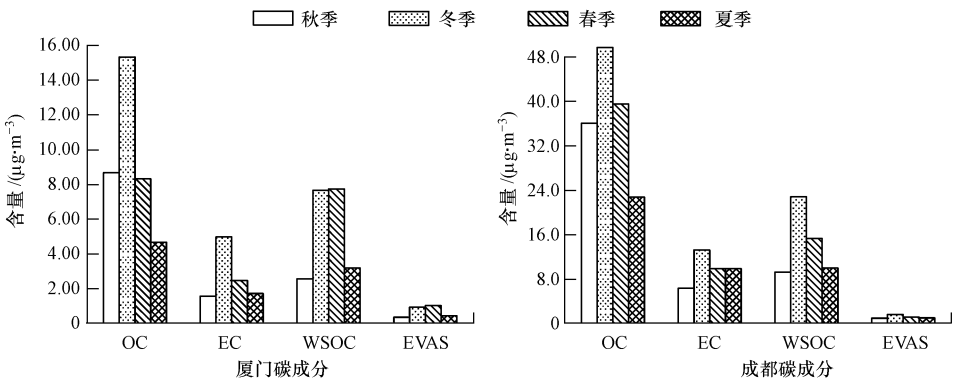

图 1 厦门、成都碳成分(OC、EC、WSOC 及 EVAS)季节变化图

Fig. 1 Seasonal variation of major carbon components in Xiamen and Chengdu

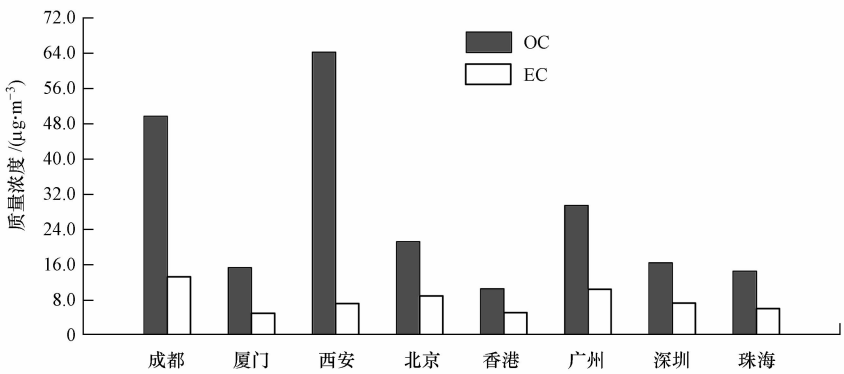

图 2 不同内陆、海滨城市冬季 PM_{10} 中 OC 和 EC 质量浓度的比较

Fig. 2 OC and EC concentrations in PM_{10} in typical inland and coastal cities in winter

2.1.2 PM_{10} 中 OC 和 EC 日变化特征

不同季节 PM_{10} 中 OC、EC 的日变化见图 3. 从图 3 可以看出:(1)除成都冬季之外,其余各季有机碳(OC)和元素碳(EC)的日变化分布特征较相似,成都冬季 OC 和 EC 的日变化特征不明显,且呈相反的变化趋势;(2)除厦门秋季 OC,成都秋季、夏季 OC 和 EC 之外,其余季节 OC 和 EC 的日变化波动较大,成都秋季到 11 月 4 日夜间 OC 和 EC 的浓度突然上升,夏季到 8 月 28 日夜间开始 OC 和 EC 的浓度也有

所升高;(3)除厦门秋季和成都冬季之外,其余各季 OC 和 EC 的日变化特征大体呈现出先降低后升高的趋势,到下午 15:00—18:00 达到最低值,到了夜间浓度升高,次日 07:00—11:00 浓度再次升高,而厦门秋季则表现为完全相反的日变化趋势,OC 和 EC 的浓度先升高,到 15:00—18:00 达到最高值,而后到了夜间又降低.

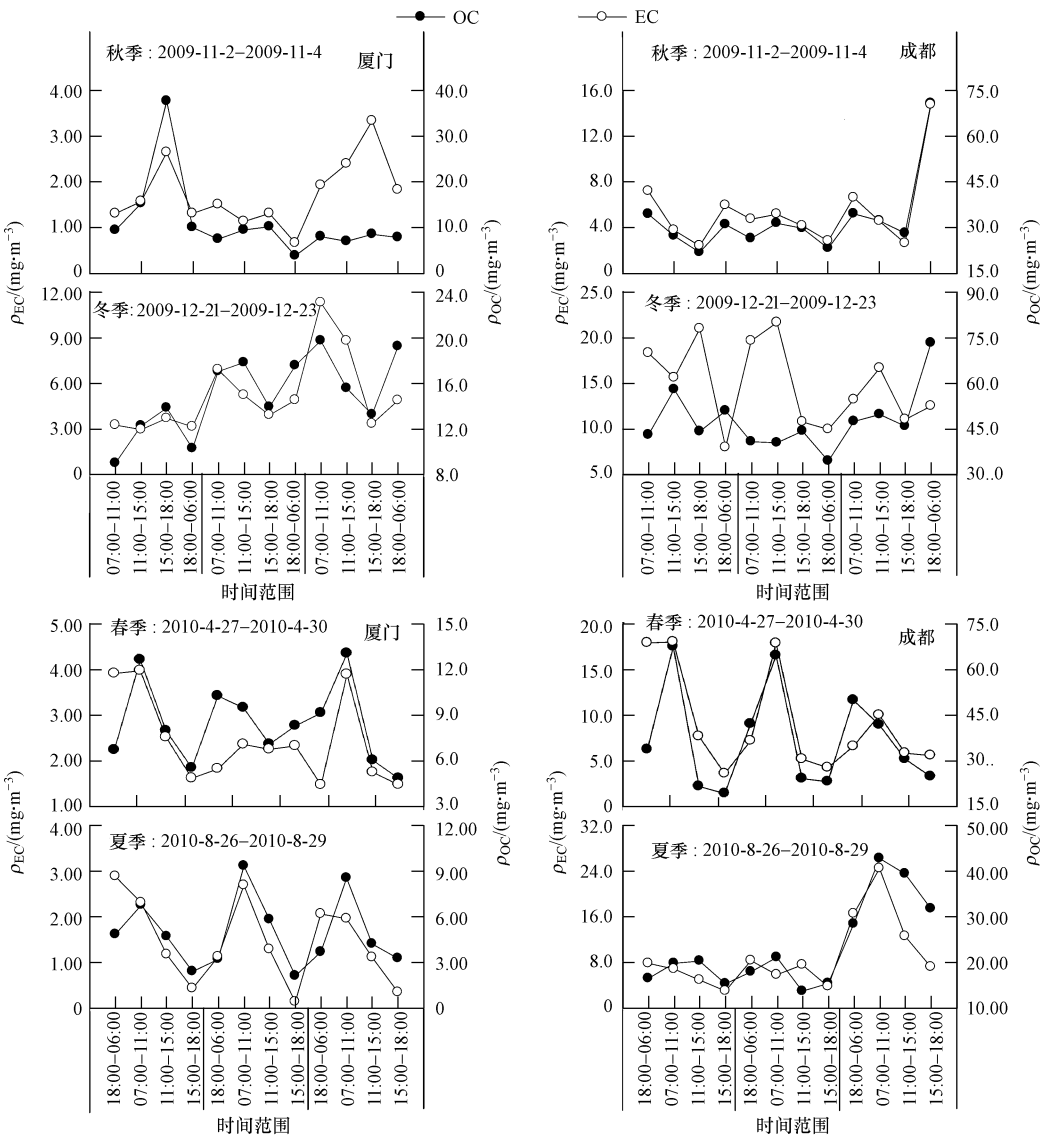

图 3　厦门、成都不同季节 OC、EC 含量日变化曲线

Fig. 3　Diurnal variations of OC and EC at Xiamen and Chengdu sites in different seasons

OC 包括污染源直接排放的一次有机碳(POC)和气态有机物通过光化学反应等途径形成的二次有机碳(SOC);EC 则主要来自含碳燃料的不完全燃烧,机动车尾气尤其是柴油发动机是城市大气中 EC 的重要来源,EC 常被作为衡量机动车污染的一项指标[12]. 本研究中两采样点都邻近马路,尤其是厦门采样点附近还有一个公交车终点站,污染源主要受机动车尾气的影响. OC 和 EC 的日变化分布特征相似,说明 OC 和 EC 的相关性较强,白天虽有较高的 SOC 产生,但 OC 和 EC 浓度的上升或下降受气象要素和物理变化的影响大于光氧化作用. OC 和 EC 在 15:00—18:00 浓度出现低值,与此时大气对流加强,污染物扩散较快有关;18:00—06:00 浓度上升,除了与下午下班车流量增加和家庭烹饪有关外,还与大气混合层高度的降低和静风速有关;次日 07:00—11:00 浓度再次升高可能与早上上班高峰,车流量增加有关.

2.2　PM_{10} 中水溶性有机物(WSOCs)的含量特征

水溶性有机物(WSOCs)是大气气溶胶中的重要组成部分,研究表明,WSOCs 约占气溶胶中有机物

总量的20%—80%[13-15]. WSOCs 主要包含二元羧酸、酮酸、二羰基化合物、长碳链的脂肪酸和短链的一元羧酸等[16-18]. 本研究中通过测定 PM_{10} 中水溶性有机碳(WSOC)来指示 WSOCs 的量. 大气气溶胶中强酸、弱酸和类腐殖物质均具有表面活性特征,羧酸根离子和磺酸根离子是阴离子表面活性物质的主要离子类型,因此阴离子表面活性物质(EVAS)也被检测.

2009 年 11 月到 2010 年 8 月全年厦门地区 PM_{10} 中 WSOC 各季含量介于 2.55—7.73 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 5.28 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间,成都各季含量介于 9.29—22.82 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 14.37 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间(表 1),远高于厦门采样点,分别约占 OC 质量浓度的 29.0%—92.7% 和 28.0%—48.8%. 厦门 PM_{10} 中阴离子表面活性物质(EVAS)各季含量介于 0.34—1.01 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 0.67 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间,成都各季含量介于 0.99—1.67 $\mu g \cdot m^{-3}$(平均值 1.22 $\mu g \cdot m^{-3}$)之间(表 1),分别约占 WSOC 质量浓度的 11.7%—13.9% 和 7.4%—11.1%. 厦门 WSOC/OC 的百分含量上限较高,特别是厦门春季和夏季部分白天样品 WSOC/OC 比值超过 1,可能原因有:(1)采样误差的影响,用于分析 OC 的样品,是使用大流量 PUF 采样器收集的,而春夏两季白天温度较高,易发生穿透现象,造成 OC 损失,尤其是挥发性较强的有机碳;(2)黑炭颗粒表面被氧化,使颗粒物极性增加,随着溶解度增大,WSOC 的浓度也增大. 虽然本实验采集的是 TSP 样品用于分析 OC,但有研究证明,TSP 中 OC 的量约 93% 是存在于 PM_{10} 中,所以与收集的样品是 TSP 关系不大.

由图 1 可见,两采样点 WSOC 和 EVAS 季节变化明显,厦门 WSOC 和 EVAS 均表现为:春季 > 冬季 > 夏季 > 秋季,其中春季和冬季含量相当,而成都则表现为冬季 > 春季 > 夏季 > 秋季. 与 OC 和 EC 的季节变化趋势较一致(即冬春季大于夏秋季),在冬春季,污染源直接排放 WSOC 和 EVAS 的前体物,使其质量浓度较高,在夏秋季,虽然光照充足,有利于光化学氧化反应,但是排放源较少,因而夏季 WSOC 和 EVAS 的质量浓度较低.

图 4 列出了厦门、成都各季水溶性有机碳(WSOC)和阴离子表面活性物质(EVAS)含量日变化曲线,从分布曲线上看可知:(1)除成都秋冬两季节之外,其余季节 WSOC 和 EVAS 的日变化趋势较一致;(2)除厦门秋冬季和成都冬季之外,其余季节 WSOC 和 EVAS 日分布特征都表现为早晚浓度高,呈先降低后升高的趋势,到下午 15:00—18:00 达到最低值,到夜间浓度再次升高,而厦门秋冬季为早晚浓度低,出现峰值时间为上午 11:00—15:00,成都冬季 WSOC 和 EVAS 白天高于夜间.

WSOC 在一天中的浓度变化主要受到排放源强度、光照强度、气象参数等的影响. 排放源增加将直接提高 WSOC 及其前体物的排放量;光照充足,有利于光氧化反应,WSOC 的量也提高;随着相对湿度和气压升高、风力减弱,WSOC 的量也增大. WSOC 和 EVAS 早上浓度高的原因主要是:(1)随着人为活动的逐渐增加,污染物浓度也相应增加;(2)随着太阳辐射的增加、温度逐步提高,相对湿度也开始下降,WSOC 和 EVAS 的量也增加. WSOC 和 EVAS 晚上浓度再次升高主要原因是:(1)夜间人为活动的减少,使得相应的污染物浓度也降低;(2)夜间地面易形成逆温天气,大气稳定,污染物不易扩散.

2.3 PM_{10} 中水溶性有机物(WSOCs)来源分析

WSOCs 的来源有:(1)大量种植的脂类植物(如针叶林)排放的有机物;(2)生物质燃烧(包括木材燃烧);(3)未饱和的类脂化合物通过烹调的自氧化;(4)汽车尾气直接排放;(5)扬尘(道路和建筑等);(6)光化学氧化产物[4]. 本研究中两个采样点均位于校园周边,紧邻交通主干道,机动车辆和人流量大,排出的尾气和载起的地表扬尘多,因此污染物直接来源主要是机动车尾气、少量地表扬尘和家庭烹饪.

EC 主要来源于燃烧过程,常被用来作为一次有机碳的示踪物,本研究中主要来源于机动车排放;而 OC 来源较复杂,除机动车的直接排放外,家庭烹饪等都是 OC 的重要来源. 因此,对 WSOC 与 OC 和 EC 质量浓度的相关性进行分析,可对 PM_{10} 中 WSOCs 的来源进行判断. 两采样点冬季 WSOC 与 OC 和 EC 均不存在线性相关性,表明冬季 WSOCs 的来源比较复杂,可能存在周围地区污染物的迁移;除冬季外,其余季节两采样点 WSOC 与 EC 的相关性较差或不存在线性相关性,说明此季节 WSOC 为非一次直接排放物,而 WSOC 与 OC 的相关性较强,r 最高达 0.8310($P < 0.05$, $n = 12$),最低达 0.4092($P < 0.05$, $n = 12$),说明 WSOC 与 OC 具有同样或者相关的形成过程,则表明两采样点春夏秋三季 WSOCs 的来源大部分与 OC 是相同的,且 OC 主要是光化学氧化产生的二次有机碳(SOC).

通常用 OC/EC 的浓度比值(>2)来衡量 SOC 的生成,本研究中两采样点各季节 OC/EC 均大于 2,

其中秋季最高(厦门平均为 6.00、成都平均为 6.42),说明 PM_{10} 中有 SOC 的生成,再次证明 PM_{10} 中 WSOCs 主要来源于光化学反应形成的二次污染物.

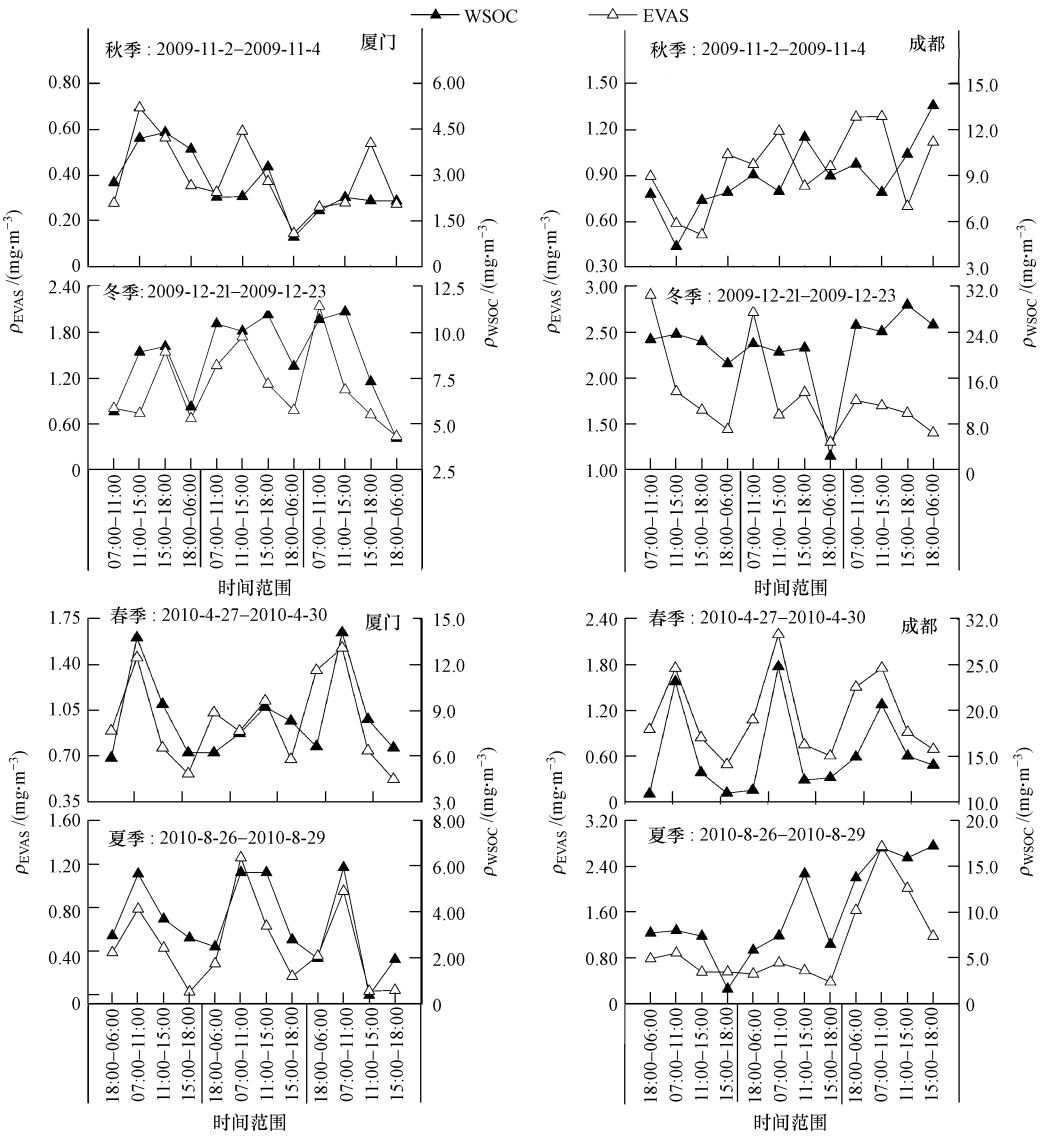

图 4　厦门、成都不同季节 WSOC、EVAS 含量日变化曲线

Fig. 4　Diurnal variations of WSOC and EVAS at Xiamen and Chengdu sites in different seasons

3　结论

(1)海滨和内陆城市 PM_{10} 中碳成分质量浓度季节变化明显,有机碳(OC)、元素碳(EC)、水溶性有机碳(WSOC)及阴离子表面活性剂(EVAS)季节变化较一致,即冬、春季含量较高,夏、秋季含量较低(但 OC 秋季含量与春季处于相近水平). 两城市 EC 占 PM_{10} 质量浓度较小平均约 2.8%,OC 所占比例平均约 9.7%;与 EC 和 OC 相比,WSOC 占 OC 的比例平均高达 54.4%,说明城市大气水溶性有机碳污染比较严重.

(2)碳成分含量日变化特征显示,OC、EC、WSOC 及 EVAS 在各季的日变化趋势不完全相同,主要是受排放源的影响,其次受气象要素和物理变化的影响,但光氧化作用也不可忽视.

(3)WSOC 与 OC 和 EC 的相关性分析结果显示,PM_{10} 中 WSOCs 主要来源于光化学反应形成的二次污染物.

参 考 文 献

[1] Ho K F, Lee S C, Chan C K, et al. Characterization of chemical species in $PM_{2.5}$ and PM_{10} aerosols in HongKong[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37: 31-39

[2] 黄虹,李顺诚,曹军骥,等. 广州市夏季室内外 $PM_{2.5}$ 中有机碳、元素碳的分布特征[J]. 环境科学学报,2005,25 (9): 1242-1249

[3] Latha K M, Badarinath K V S. Black carbon aerosols over tropical urban environment —— a case study[J]. Atmospheric Research, 2003, 69(1/2): 125-133

[4] Rogge W F, Hildemann L M, Mazurek M A, et al. Sources of fine organic aerosol: 1. Charbroilers and meat cooking operations[J]. Environmental Science & Technology, 1991, 25(6): 1112-1125

[5] Zimmer A T, Baron P A, Biswas P. The influence of operating parameters on number-weighted aerosol size distribution generated from a gas metal arc welding process[J]. Journal of Aerosol Science, 2002, 33(3): 519-531

[6] Cao J J, Lee S C, Ho K F, et al. Spatial and seasonal distributions of atmospheric carbonaceous aerosols in Pearl River Delta Region, China[J]. Atmospheric Environment, 2004, 38(27): 4447-4456

[7] Latif M T, Brimblecombe P. Surfactant in atmospheric aerosols[J]. Environment Science & Technology, 2004, 38(24): 6501-6506

[8] 吴水平,闫景明,张萌萌,等. 大气气溶胶中水溶性有机物的紫外-可见及表面活性特征[J]. 过程工程学报,2009,9(增 2): 258-262

[9] 张仁健,石磊,刘阳. 北京冬季 PM_{10} 中有机碳与元素碳的高分辨率观测及来源分析[J]. 中国粉体技术,2007,13(6): 1-4

[10] 李建军,沈振兴,同帜,等. 西安冬春季 PM_{10} 中碳气溶胶的昼夜变化特征[J]. 环境科学,2009,30(5): 1506-1513

[11] Cao J J, Lee S C, Ho K F, et al. Characteristics of carbonaceous aerosol in Pearl River Delta Region, China during 2001 winter period [J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(11): 1451-1460

[12] Huang X F, Yu J Z, He L Y, et al. Size distribution characteristics of elemental carbon emitted from Chinese vehicles: results of a tunnel study and atmospheric implications[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(17): 5355-5360

[13] Viana M, Chi X, Maenhaut W, et al. Organic and elemental carbon concentrations in carbonaceous aerosols during summer and winter sampling campaigns in Barcelona, Spain[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(12): 2180-2193

[14] Wang Mingxing, Zhang Renjian. Frontier of atmospheric aerosols researches[J]. Climatic and Environmental Research, 2001, 6(1):119-124

[15] 许士玉,胡敏. 气溶胶中的水溶性有机物研究进展[J]. 环境科学研究,2000,13(1): 50-53

[16] Anderson C H, Dibb J E, Griffin R J et al. Atmospheric water-soluble organic carbon measurements at Summit, Greenland[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(22): 5612-5621

[17] 唐孝炎,张远航,邵敏. 大气环境化学[M]. 北京:高等教育出版社,2006:268-357

[18] 沈振兴,韩月梅,周娟,等. 西安冬季大气亚微米颗粒物的化学特征及来源解析[J]. 西安交通大学学报,2008,42(11):1418-1423

Carbon components in PM_{10} aerosols in typical inland and coastal cities

LIU Bilian[1] *WU Shuiping*[1*] *YIN Hongling*[2] *WANG Xinhong*[1]

(1. State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Xiamen University, Xiamen, 361005, China;
2. College of Resources and Environment, Chengdu University of Information Technology, Chengdu, 610225, China)

ABSTRACT

PM_{10} samples from two traffic sites in Xiamen and Chengdu were collected and analyzed to investigate the seasonal and diurnal variations of carbon components. The organic carbon (OC), elemental carbon (EC), water-soluble organic carbon (WSOC), and anionic surfactant (EVAS) concentrations were determined using thermal-optical, combustion oxidation-non dispersive infrared absorption, and ethyl violet active substance-spectrophotometer method, respectively. A well defined seasonal pattern was found, characterized with higher concentrations in winter and spring but lower levels in summer and autumn. However, the diurnal variations showed different trends in different seasons and different cities. Based on the relationship between WSOC and EC or OC, the main sources of WSOCs in PM_{10} were proposed to be vehicle exhaust emissions and secondary organic formation.

Keywords: PM_{10}, carbon component, seasonal variation, diurnal variation.