

# 麦秸焚烧对北京市空气质量影响探讨

李令军<sup>①\*</sup>, 王英<sup>②</sup>, 张强<sup>③</sup>, 李金香<sup>①</sup>, 杨晓光<sup>①</sup>, 金军<sup>②</sup>

① 北京市环境保护监测中心, 北京 100044;

② 中央民族大学生命与环境科学院, 北京 100081;

③ 香港中文大学地理与资源管理系, 香港中文大学太空与地球信息科学研究所, 香港

\* E-Mail: [lilingjun@bjmemc.com.cn](mailto:lilingjun@bjmemc.com.cn)

收稿日期: 2007-09-21; 接受日期: 2007-12-10

国家“985 工程”专项资助(编号: CON985-3-3)

**摘要** 基于 MODIS 卫星资料、大气流场及地面环境监测数据, 系统分析了近年来华北地区麦秸焚烧火点分布状况及影响北京的麦秸焚烧污染源区和输送路径, 探讨了周边麦秸焚烧对北京市空气质量的影响及焚烧过程前后各种污染物浓度变化规律. 结果表明: (1) 影响北京空气质量的麦秸焚烧污染物, 主要来源于华北平原冬小麦产区. 大气污染物输送路径为偏南及偏东方向, 其中以西南路径为主, 污染最严重. (2) 麦秸焚烧使北京主要大气污染物浓度迅速升高, 气态污染物中 CO 浓度升幅最明显、最迅速. (3) 麦秸焚烧排放大量 O<sub>3</sub> 前体物, 在适宜气象条件下致使 O<sub>3</sub> 浓度显著升高; NO 白天由于 O<sub>3</sub> 大量消耗, 浓度不高, 但夜间随 O<sub>3</sub> 浓度的降低其浓度显著升高. (4) 麦秸焚烧排放的颗粒物中, 细颗粒浓度升幅最大, 输送最快. (5) 麦秸焚烧对不同大气污染物的浓度贡献差异明显, 可用 PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>, CO/SO<sub>2</sub> 等比值反映麦秸焚烧污染强弱; 麦收季节当两比值都明显增大时, 配合源区分析, 可判定是否受麦秸焚烧影响, 并依此定量分析麦秸焚烧对北京市大气污染的贡献. (6) 麦秸焚烧污染有明显区域分布特征, 距离北京较近的城市天津与北京所受影响有很好的相关性. 麦秸焚烧活动的无序性使该类污染变化存在明显的随机性; 同一区域麦秸焚烧活动时间相对集中, 往往形成严重大气污染事件.

**关键词**

北京  
麦秸焚烧  
大气污染源地  
输送路径

生物质燃烧已成为全球重要的大气排放源: 贡献了全球 40% 的 CO<sub>2</sub>, 对流层 38% 的 O<sub>3</sub><sup>[1]</sup>. 据估算每年约有 8700 Tg 干物质来自生物质燃烧排放, 而且 90% 的生物质燃烧与人类活动有关<sup>[2]</sup>. 生物质燃烧排放的气溶胶及气态污染物在近地层大气化学、云微物力过程及辐射平衡方面起着重要作用, 现已成为影响气候变化的主要驱动力之一<sup>[3]</sup>; 中国生物质能开发利用在农村地区的能源结构中占有重要地位, 全国每年开发利用量约合 200 Tg 标准煤<sup>[4]</sup>. 近年来随着农村能源利用的多元化, 麦秸作为燃料的利用率在降低. 此外农民为抢收抢种, 往往就地焚烧麦秸; 而且麦秸焚烧处理可保持土壤肥力, 减轻病虫害, 有利于

作物生长<sup>[5]</sup>, 从而导致田间秸秆就地焚烧量的增加. 我国秸秆焚烧量每年约为 140 Tg, 其中麦秸占相当比重<sup>[6]</sup>. 麦秸焚烧排放大量的颗粒物、CO 以及 PAHs 等有毒有害物质, 而且麦秸在不完全燃烧的情况下, 造成的大气污染更为严重<sup>[7,8]</sup>. 2000 年全国生物质燃烧排放了大约 16.5 Tg CO, 其中一半左右来自秸秆焚烧<sup>[9]</sup>.

华北平原是我国主要的冬小麦产区, 同时也是重要的麦秸焚烧区. 区域性的麦秸焚烧释放出巨量大气污染物, 导致区域空气质量显著恶化<sup>[10,11]</sup>. 6 月份华北平原由南向北逐渐进入麦收季节, 麦秸焚烧产生的大气污染物也从南向北逐渐扩散. 北京地处

华北平原西北端, 在偏南或偏东气流裹挟作用下, 麦秸焚烧排放的大气污染物输送至北京. 北京北靠燕山, 西依太行山, 簸箕状地形有利于污染物局地积聚而难以扩散, 常形成严重大气污染过程, 2000 年 6 月 19 日受华北麦秸焚烧影响, 北京空气质量达到了最严重的 5 级水平.

研究华北平原麦秸焚烧的源地、输送路径、麦秸焚烧产生的各种大气污染物浓度变化规律及北京市大气环境质量所受影响, 对预防、减缓该类大气污染, 改善北京及周边区域空气污染状况具有重要意义. 本文将全面分析影响北京的麦秸焚烧来源、大气污染物输送路径, 大气污染变化过程及麦秸焚烧排放的不同大气污染物的浓度变化规律.

## 1 数据与研究方法

北京市环境保护监测中心从 1984 年开始建立空气质量自动监测系统, 现已建成了包括 30 多个自动监测站点在内的完善的空气质量监测网络<sup>[12]</sup>, 常规监测项目包括 PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO 以及 O<sub>3</sub> 等大气污染物. 文中所用大气污染物监测数据主要来自该监测网络, 此外文中还应用了车公庄站点一些非常规监测项目, 如颗粒物粒径谱、NMHC 等. 各监测项目所用仪器及监测原理简述如下.

PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub> 以及 PM<sub>10</sub> 监测采用美国 R&P 公司生产的 RP1400a 测尘仪. 采样滤膜为锥形 Teflon 膜. 为消除湿气影响, 进气气路及过滤器传感系统加热保持在 50℃, 测量输出结果为小时均值.

SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub> 监测分别使用美国热电子公司生产的 TE43C 型紫外荧光 SO<sub>2</sub> 分析仪、TE42C 型化学发光 NO<sub>2</sub> 分析仪、TE48C 型气体滤波相关法 CO 分析仪、TE49C 型紫外光电法分析仪, 上述分析仪均能提供 5 min 均值数据(表 1).

大气颗粒物粒径谱监测, 采用美国 TSI 公司生产的空气动力学粒径谱仪(APS-3321), 对空气动力学粒径在 0.523~19.81 μm 的粒子进行测定, 粒径共分 52

级. 粒径谱仪安装在北京市环境保护监测中心楼顶, 高度约为 30 m.

此外, 利用中国国家气象局提供的详尽气象台站风向风速资料, 分析了污染物输送流场及麦秸焚烧污染输送路径. 利用 MODIS 卫星资料(<http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov>), 监测华北区域麦秸焚烧火点、形成的烟羽及其扩散规律.

## 2 麦秸焚烧对北京市空气质量的影响

华北平原是我国主要冬小麦产区, 该区域的山东、河南与河北为我国最主要的秸秆焚烧大省<sup>[6]</sup>, 是北京麦秸焚烧污染主要源区. 资料分析表明, 北京周边麦收集集中于 6 月 20 日前后, 统计 1999~2007 年 6 月 19~21 日 PM<sub>10</sub> 平均浓度为 206 μg/m<sup>3</sup>, 若剔除 2004 年(出现明显降水过程, PM<sub>10</sub> 浓度仅为 131 μg/m<sup>3</sup>), PM<sub>10</sub> 平均浓度高达 215 μg/m<sup>3</sup>, 明显高于 1999~2007 年 6 月均值(153 μg/m<sup>3</sup>), 更是高于北京市 1999~2006 年均浓度(141 μg/m<sup>3</sup>).

本文搜集了 1999~2007 年 6 月北京市空气质量常规监测资料和个别站点的非常规监测数据, 系统分析了华北地区麦秸焚烧对北京空气质量的影响规律, 利用 MODIS 卫星资料监测麦秸焚烧火点, 同时运用流场分析焚烧污染输送路径, 下面对研究结果逐一进行详细论述.

### 2.1 2005 年 6 月 15~25 日麦秸焚烧污染过程

MODIS 卫星资料显示(图 1), 2005 年 6 月 11 日鲁北与冀南出现零星麦秸焚烧火点, 并逐渐向北蔓延. 15 日麦秸焚烧遍布河北平原大部, 至 18 日火点最为密集. 在偏南气流控制下, 北京空气质量趋于恶化, 空气污染指数持续上升. 19~25 日北京空气质量一直为轻微污染, 24 日污染指数高达 148. 20~23 日火点主要集中在北京周边的河北保定、廊坊、唐山及北京、天津的部分郊区, 火点下风向形成明显烟羽, 大气污染物随气流向下游输送. 受区域性污染源的共同

表 1 不同污染项目监测方法

项目	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	CO	O <sub>3</sub>	粒径谱
仪器型号	RP1400a	TE43C	TE42C	TE48C	TE49C	APS-3321
监测方法	微振荡天平	紫外荧光法	化学发光法	气体滤波相关法	紫外光电法	空气动力学法

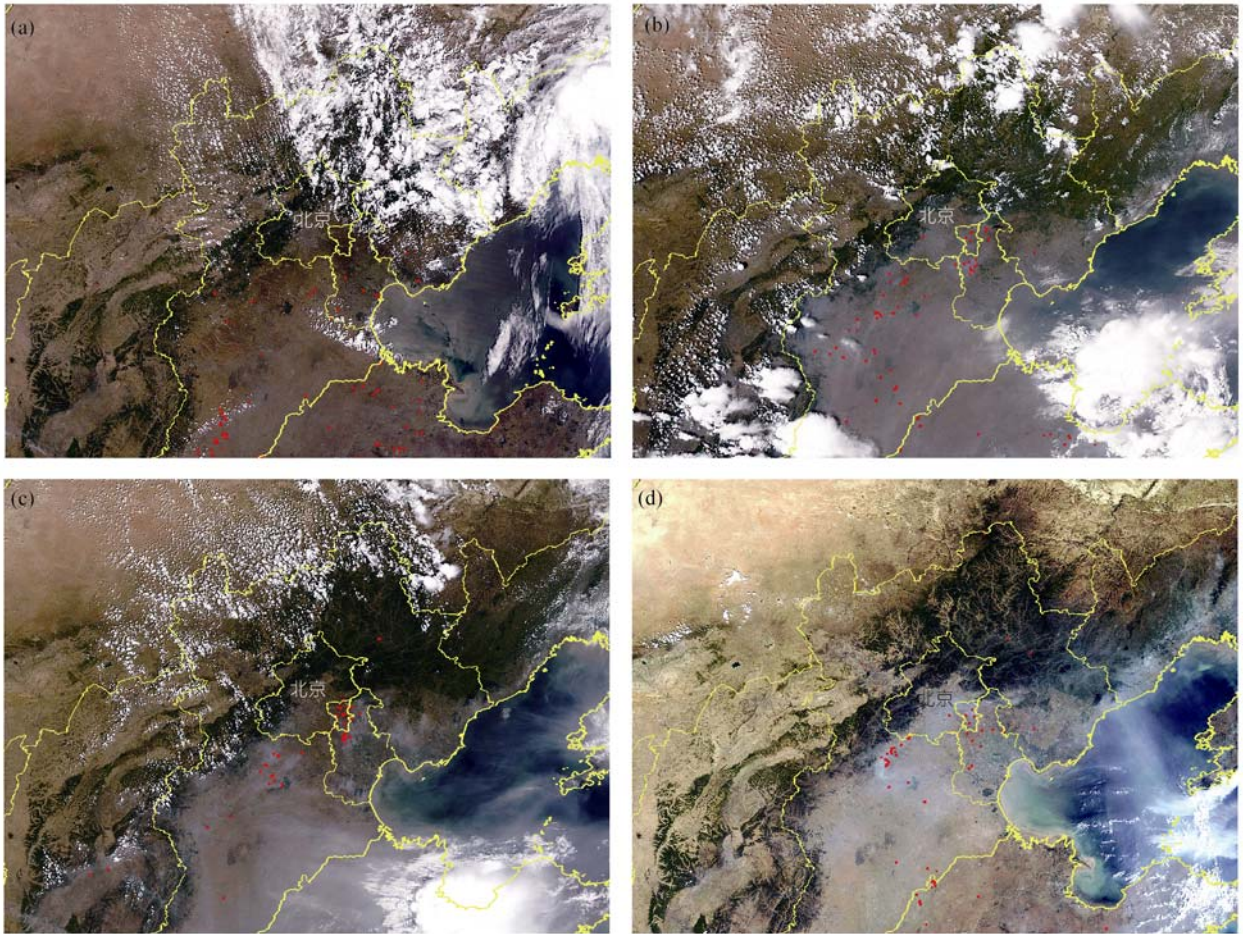


图1 2005年6月15~22日MODIS监测北京周边麦秸焚烧火点及形成的烟羽

(a)~(d)分别是15, 18, 20, 22日MODIS火点图

影响,北京与天津大气污染表现出相似趋势,两城市15~25日空气污染指数相关系数为0.73,而华北地区其他主要城市空气污染指数与北京的相关性较弱,或无明显相关。由于麦秸焚烧的无序及华北平原各区域焚烧活动时间上的延续性,直至26日北京空气质量才出现明显好转。

地面流场分析显示6月20日北京大气污染来源于河北涿州、涞水、新城及定兴一带(图2(a)),正对应于麦秸焚烧集中区(图1(c))。20日20:00后北京范围内大气污染由西南向东北方向蔓延,PM<sub>10</sub>浓度以西南方向的房山站最高(最高小时浓度达864 μg/m<sup>3</sup>),越向东北浓度越低,密云水库站PM<sub>10</sub>小时最高浓度仅为180 μg/m<sup>3</sup>。受地形屏蔽作用,北京西北部香山略受影响,而延庆基本未受该次焚烧污染影响。21日清晨后北京短时转受偏北气流影响,污染条件有所

改善,PM<sub>10</sub>浓度明显降低。午后北京转受偏东气流控制,污染再度加重,22:00 PM<sub>10</sub>浓度达到峰值。由于偏东通道污染物输送增强(图2(b)),北京西北区域污染明显恶化,门头沟与香山站点PM<sub>10</sub>最高小时浓度达528和416 μg/m<sup>3</sup>,延庆站为392 μg/m<sup>3</sup>,而北京东北部的平谷与密云站基本未受该次污染影响。由流场(图2(b))及焚烧火点监测(图1(c), (d))显示21日麦秸焚烧源地为津北及河北三河一带。

一定时期内城市源对大气颗粒物与气态污染物的贡献比例相对稳定<sup>[13]</sup>,PM<sub>10</sub>与SO<sub>2</sub>相关性较好,两者比值变化平稳。生物质燃烧排放大量颗粒物<sup>[1]</sup>,而对SO<sub>2</sub>贡献较弱<sup>[14]</sup>,当受外来生物质燃烧污染输送影响时,城市PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值明显增大。在排除大规模地壳源贡献的情况下,可用PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值反映麦秸焚烧污染对北京市空气质量影响过程及强度。

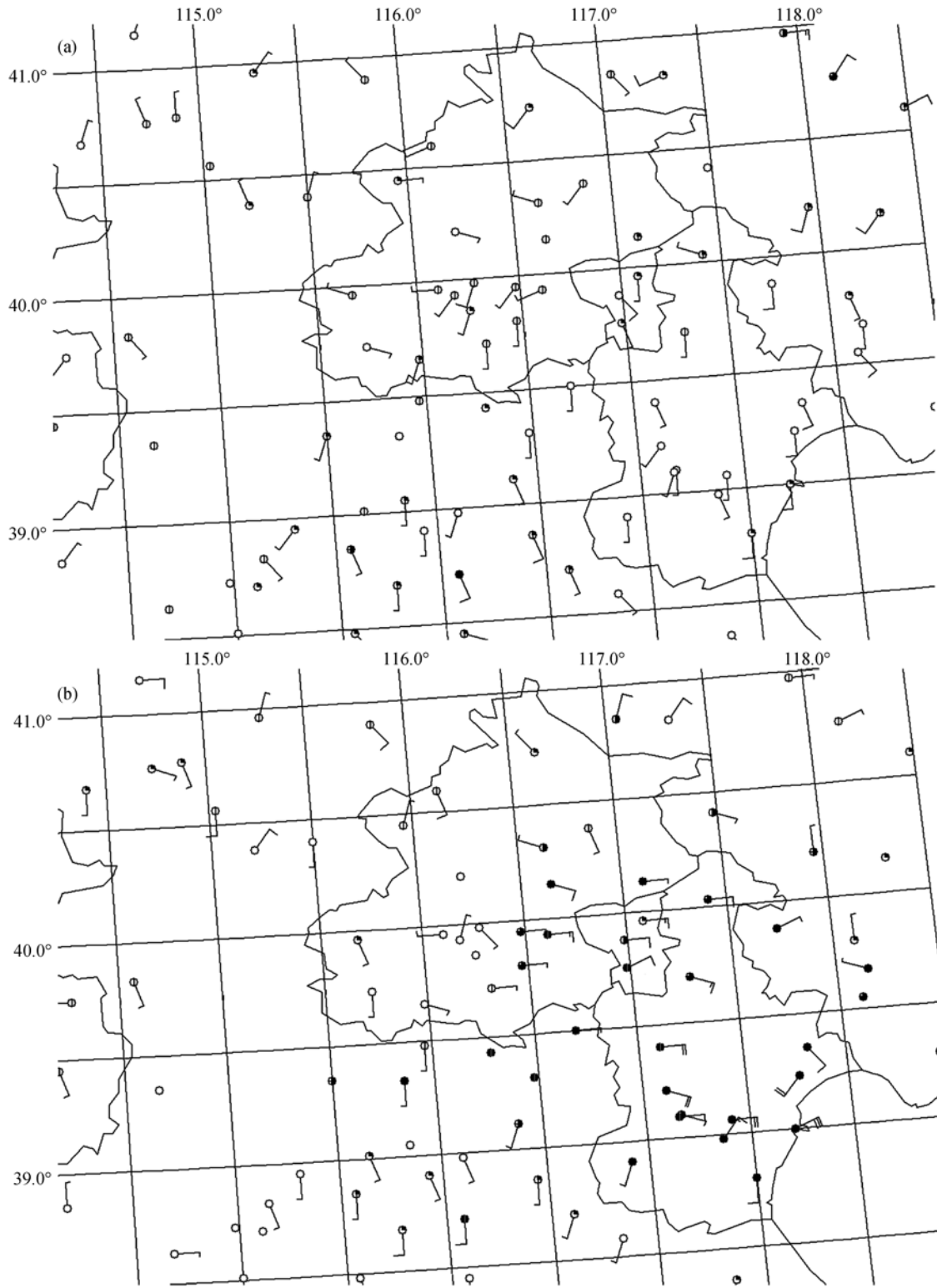


图 2 2005 年 6 月 20 日 20:00(a)与 21 日 20:00(b)北京及周边地面流场

图3为2005年6月20~22日北京丰台与香山站PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值小时变化曲线。如图3所示,20日22:00至21日03:00丰台站受麦秸焚烧污染影响显著,PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值迅速升高,回落则相对缓慢,而香山站仅略受影响,PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值仅在20日23:00左右稍有升高,并很快降低。21日19:00~23:00香山受到了另一次麦秸焚烧输送的明显影响,影响强度远远超过前次,遗憾的是因仪器故障,造成丰台站21日9:00后的数据缺失。

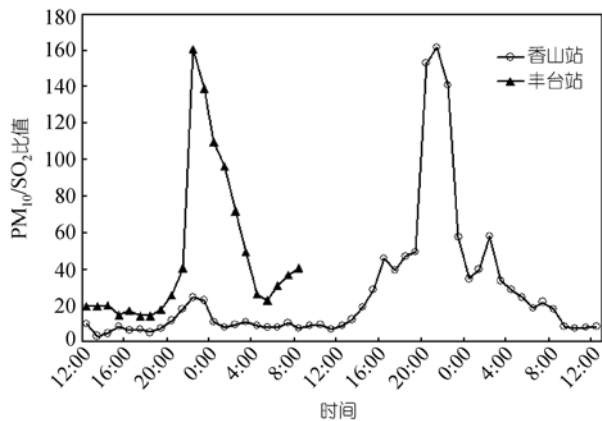


图3 2005年6月20~22日丰台与香山站PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值小时变化

## 2.2 2006年6月20日麦秸焚烧污染

### 2.2.1 麦秸焚烧污染过程

卫星监测资料显示2006年6月18日河北涿州等地出现大片麦秸焚烧火点。北京空气污染指数则由17日的50逐渐升至19日的97。19日下午偏北风带来的清洁空气使20日空气污染指数有所降低(指数为84)。2006年6月20日华北平原近地面转为均压场,850 hPa以下风力较弱。20日14:00北京为西南气流控制并持续至21日2:00;其间空气湿度逐渐加大,相对湿度由20日14:00的45%逐渐升至21日2:00的76%,污染扩散条件转差。

持续的西南气流带来了麦秸焚烧产生的污染气团,并逐渐输送至北京。20日午后,北京南部PM<sub>10</sub>浓度均显著升高,但市域北部20:00之前PM<sub>10</sub>浓度一直维持在较低水平(图4)。从全市各站点大气污染物浓度变化过程来看,前后有两股主要的麦秸焚烧污染气团由南向北输送,而且污染源地略有不同(图4,5)。

第一股输送较快,且路径偏东,大兴站PM<sub>10</sub>浓度由15:00的140 μg/m<sup>3</sup>迅速升至19:00的725 μg/m<sup>3</sup>,达到峰值。随后因无污染气团补充PM<sub>10</sub>浓度明显降低,而该股污染气团随气流继续向北传输,亦庄、平谷等地PM<sub>10</sub>浓度递次升高,但峰值逐渐减弱,且变化越来越平缓。

第二股污染气团移动路径相对偏西,与河北接壤的琉璃河站首当其冲,PM<sub>10</sub>浓度由20日14:00的168 μg/m<sup>3</sup>升至21:00的1520 μg/m<sup>3</sup>,该股污染气团随后向下游房山方向输送,23:00房山站PM<sub>10</sub>浓度升至极大值1084 μg/m<sup>3</sup>。该股污染气团无论影响范围还是影响强度都明显超过第一股污染气团,虽然其开始时间较晚,但持续时间长,而且对市区影响最明显,期间该股污染气团中又分成若干小股,这从各大气污染物浓度的剧烈变化可以看出(图6)。受两股污染气团交叉影响,市区万寿西宫、官园、奥体等站点PM<sub>10</sub>浓度也由西南向东北方向相继升高,但污染浓度变化更趋平缓,峰值不如下游突出,污染水平则由西南向东北方向递减。

该次麦秸焚烧污染过程为西南输送路径,而北京西北部的门头沟、昌平、延庆等区县受影响很小或基本不受影响(图4),定陵站PM<sub>10</sub>仅呈现轻微日变化,20日20:00后浓度一直维持在较低水平,而昌平站21日空气质量甚至维持一级水平。

### 2.2.2 气态污染物变化

由于形成机理不尽相同,各气态污染物浓度变化规律也有明显区别。CO为麦秸不完全燃烧的直接产物,浓度变化最为迅速,升幅也最明显,官园站CO最高浓度为最低浓度的4.5倍。NO<sub>2</sub>为二次污染物,其浓度变化速度较CO平缓,前后最高相差1.5倍,且输送速度略慢于CO(图6)。

非甲烷碳氢化合物与CO变化规律极为相似(图7),随各气团输送出现不同的污染峰值,6月20日14:00至21日13:00车公庄站两者5 min 均值浓度相关系数高达0.87。

O<sub>3</sub>主要为光化学反应的二次产物,麦秸焚烧排放的NO<sub>x</sub>、碳氢化合物等是其重要前体物,对O<sub>3</sub>浓度变化产生显著影响。20日入夜后由于缺少太阳辐射O<sub>3</sub>浓度急剧降低,但麦秸焚烧污染气团的外来输送,

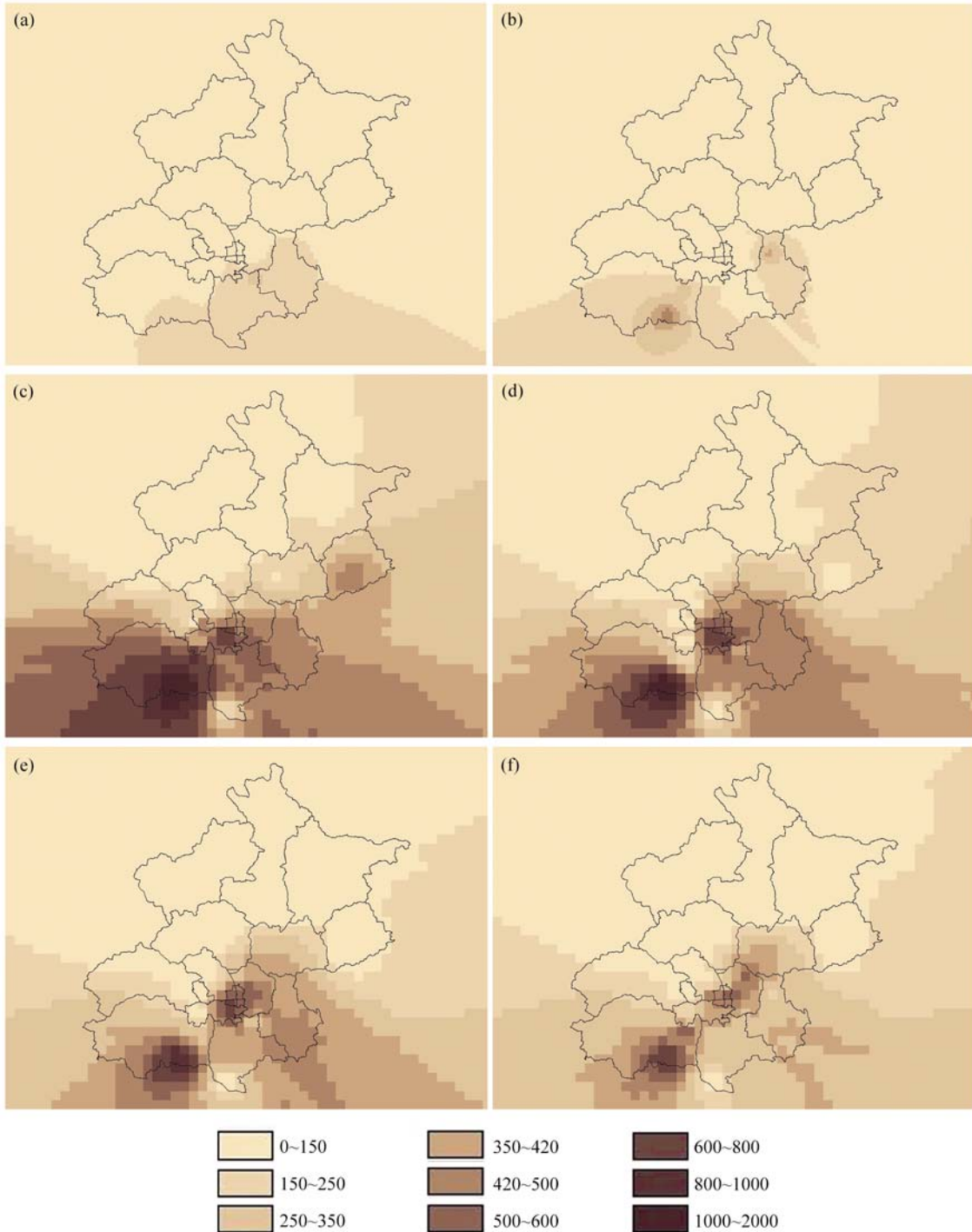


图 4 2006 年 6 月 20~21 日北京市地面监测  $PM_{10}$  浓度变化

(a)~(f)分别为 21 日 14:00, 16:00, 21:00, 23:00 以及 21 日 01:00, 03:00  $PM_{10}$  浓度. 单位:  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

导致  $O_3$  浓度还是在 22:00 左右略有升高, 但明显低于白天浓度(图 6). 21 日当太阳辐射逐渐增强后, 光化学反应强烈,  $O_3$  浓度急剧升高, 15:00 官园  $O_3$  浓度达

187  $\mu\text{g}/\text{g}$ , 为 2006 年 6 月以来最高值.

麦秸焚烧直接产生  $NO$ , 由于  $O_3$  消耗, 其浓度 20 日白天一直维持较低水平. 入夜后, 随着  $O_3$  浓度的

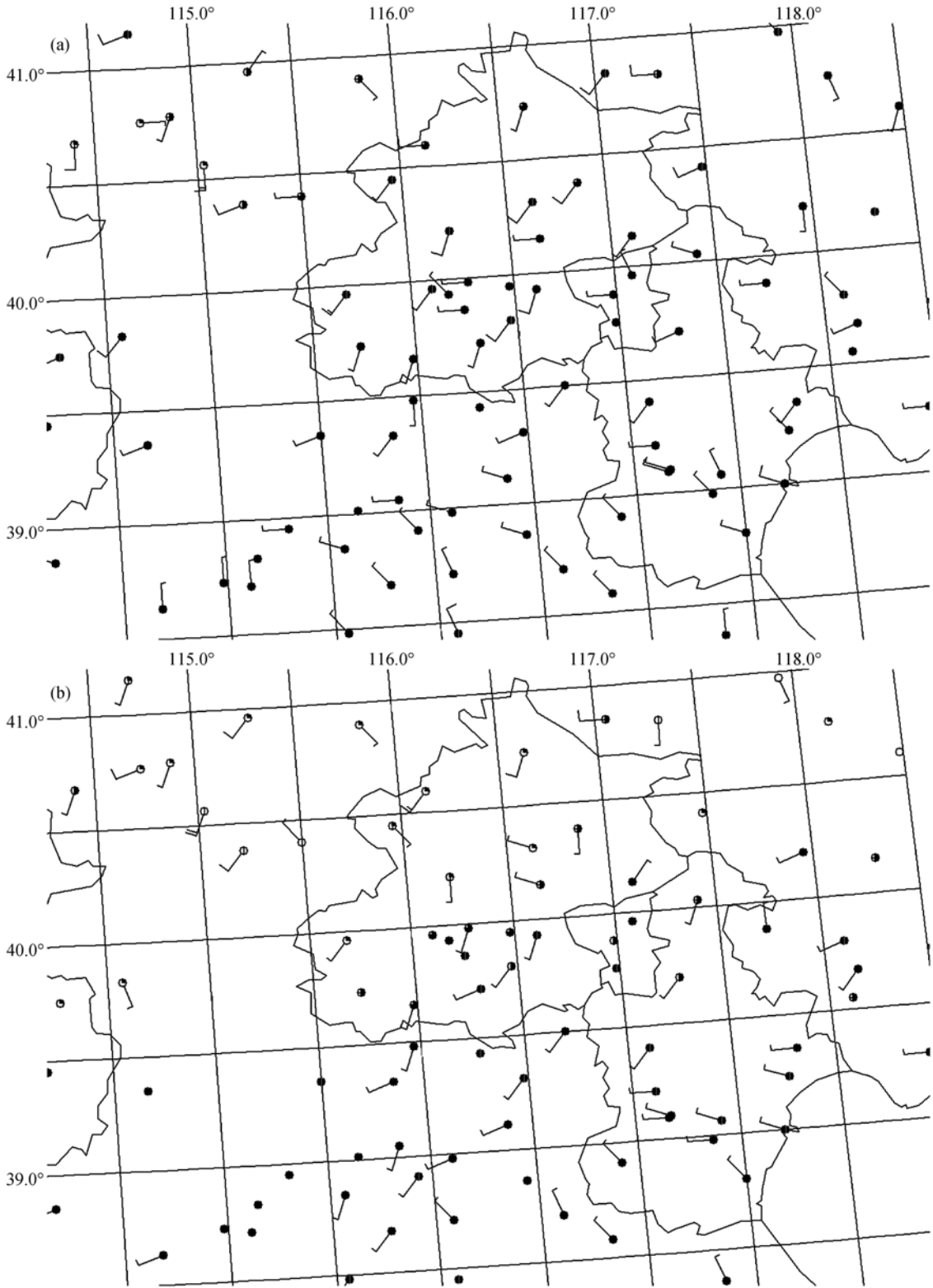


图5 2006年6月20日14:00(a)与20:00(b)北京及周边地面流场

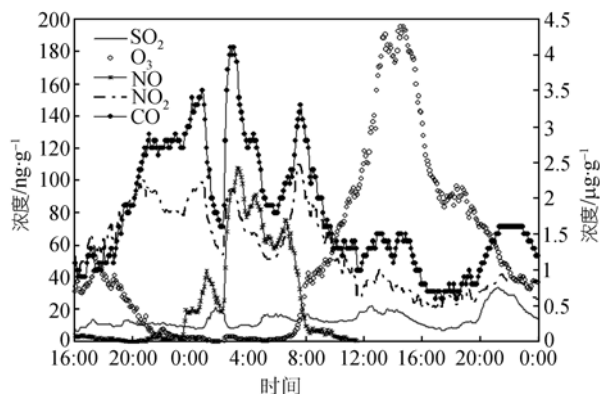


图 6 2006 年 6 月 20~21 日官园站主要气态污染物浓度变化

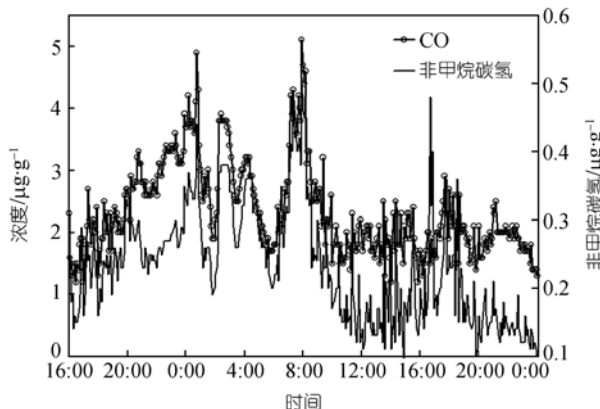


图 7 2006 年 6 月 20~21 日车公庄 CO 与 NMHC 浓度变化

明显回落, 特别 22:00 后  $O_3$  浓度降至极低,  $NO$  浓度迅速升高, 21 日 4:00 左右官园站  $NO$  浓度出现极大值 (图 6), 日出后随  $O_3$  浓度的迅速升高,  $NO$  浓度再次急剧降低, 21 日白天一直维持在极低水平.

$SO_2$  在整个麦秸焚烧污染过程中浓度变化不大, 20 日夜间浓度有所升高, 主要呈现日变化规律, 峰值时间与其他污染物不尽相同, 峰值浓度甚至不及 21 日夜间显著, 与其他气态污染物变化规律有明显区别.

### 2.2.3 颗粒物粒径分布特征

麦秸焚烧与城市源排放的颗粒物粒径分布存在较大差异. 图 8 为 2006 年 6 月 20~21 日麦秸焚烧污染影响前后不同粒径颗粒数浓度分布图. 麦秸焚烧污染前的 20 日 08:00 与影响结束后的 21 日 18:00 为典型的城市型污染, 颗粒物数浓度随粒径变化平缓且分布曲线相对平滑, 数浓度最大颗粒物粒径为 1037 nm, 曲线形状极为相似. 20 日 08:00 为上班交通

高峰, 数浓度高于 21 日 18:00. 20 日 23:00 受麦秸焚烧污染影响显著, 颗粒物数浓度明显高于城市型污染, 最大数浓度粒径相对左移, 为 777 nm, 粒径分布峰值较为尖锐, 分布曲线没有城市型平滑. 相对于城市源来说, 麦秸焚烧输送来的颗粒物中细粒子比例明显偏高. 21 日 08:00 为麦秸焚烧污染向城市型污染的过渡时刻, 麦秸焚烧影响尚未完全消失, 且叠加城市交通污染影响, 数浓度分布兼有两者特征.

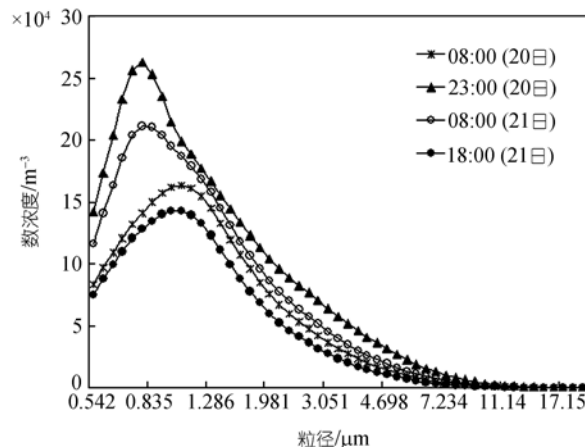


图 8 2006 年 6 月 20~21 日麦秸焚烧污染影响前后不同粒径颗粒物数浓度分布

对于颗粒物质量浓度分布来说, 细粒子所受影响最强烈 (图 9). 麦秸焚烧污染影响最显著时,  $PM_{10}$  总质量的 70% 左右, 而未受麦秸焚烧影响的 20 日 15:00  $PM_{10}$  仅占  $PM_{10}$  总质量的 19%, 麦秸焚烧污染最严重时  $PM_{10}$  浓度为 20 日 15:00 浓度的 23 倍. 随粒径增大, 麦秸焚烧污染输送影响逐渐减弱,  $PM_{1-2.5}$  最高浓度为 20 日 15:00 浓度的 4.9 倍,  $PM_{2.5-10}$  最高浓度仅为 20 日 15:00 浓度的 3.8 倍.

此外, 不同粒径颗粒物输送速度也有差别, 颗粒物从细到粗数浓度先后达到极大值, 前后相差几十分钟. 0.523~0.777  $\mu m$  粒径段 21 日 01:45 浓度达到峰值, 0.777~1.382  $\mu m$  粒径段 01:51 数浓度达到峰值, 1.382~2.129  $\mu m$  粒径段 21 日 01:57 数浓度达到峰值, 2.129~4.068  $\mu m$  粒径段 21 日 02:03 数浓度达到峰值, 4.068~19.18  $\mu m$  粒径段 21 日 02:21 数浓度达到峰值.

### 2.2.4 麦秸焚烧对北京 CO 与 $PM_{10}$ 贡献量估算

对于城市大气污染源来说,  $CO$  与  $SO_2$  排放有较



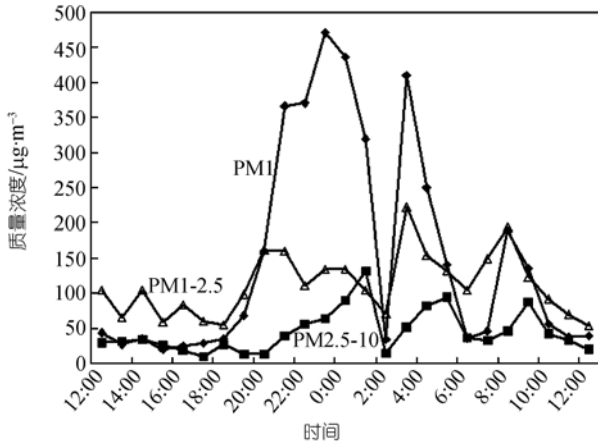


图9 2006年6月20日12:00至21日12:00不同粒径颗粒物质量浓度分布

大相似性, 两者浓度存在明显正相关. 统计2000~2005年北京2193天各污染物日均浓度数据, CO与SO<sub>2</sub>相关系数高达0.74. 麦秸焚烧产生的气态污染物却存在明显差异, 秸秆焚烧CO排放因子为(52.9±8.0) g·kg<sup>-1</sup><sup>[8]</sup>, SO<sub>2</sub>排放因子仅为0.4~0.48 g·kg<sup>-1</sup><sup>[15,16]</sup>, 与CO相比则显微不足道. 由于CO与SO<sub>2</sub>排放量对麦秸焚烧敏感性的巨大差异, CO/SO<sub>2</sub>比值可以反映麦秸焚烧污染的剧烈程度及污染过程, 而且该比值与单项污染物相比还可以减少城市源排放的干扰. 当CO/SO<sub>2</sub>比值上升时, 说明麦秸焚烧污染输送在加强, 反之则被弱化. 由于北京的麦秸焚烧污染主要为外来输送, CO/SO<sub>2</sub>比值的起伏变化可以清楚地反映麦秸焚烧污染输送的强弱, 据此还可进一步估算麦秸焚烧对大气中CO的贡献量.

20日16:00至21日15:00 CO/SO<sub>2</sub>比值出现了若

干个峰值或拐点, 对应于若干股污染气团输送或污染气团强弱的变化. 20日21:00 CO/SO<sub>2</sub>比值迅速升高, 至21日1:00达到极大值, 后随污染气团输送的减弱该比值明显减小; 1 h后随另一股污染气团的到来再次迅速攀升, 3:00至另一极大值(图10(a)). 早上8:00由于叠加了交通污染高峰, 又形成较小的峰值, 但CO/SO<sub>2</sub>比值还是低于夜间峰值, 说明麦秸焚烧污染输送贡献已减弱.

为定量分析麦秸焚烧对北京大气污染的影响, 选取17日16:00至18日15:00 CO/SO<sub>2</sub>比值作为参照. 17~18日北京地面形势场较弱, 850 hPa由槽后转为脊前, 污染扩散条件逐渐转差, 大气污染缓慢积累, 是典型的都市型污染, CO/SO<sub>2</sub>比值存在明显的日变化规律, 早晚交通污染高峰突出. 受麦秸焚烧影响, 20~21日CO/SO<sub>2</sub>比值日变化规律被打破, 20日23:00至21日05:00 CO/SO<sub>2</sub>比值明显高于17~18日, 该时段CO/SO<sub>2</sub>比值前者是后者的3.1倍. 该变化主要受麦秸焚烧污染贡献影响, 若把该影响折算成浓度, 20日23:00至21日05:00麦秸焚烧对北京市大气CO贡献约为2.1 µg/g. 如考虑所受麦秸焚烧排放SO<sub>2</sub>的影响, 麦秸焚烧对CO贡献理应更高.

与CO/SO<sub>2</sub>比值相类似, PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值在20日23:00至21日05:00明显高于17~18日相应时段(图10(b)). 依据两段时间的显著差异, 计算了20日23:00至21日05:00麦秸焚烧对北京市大气PM<sub>10</sub>浓度贡献, 约为366 µg/m<sup>3</sup>. 当CO/SO<sub>2</sub>比值与PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>比值同时增大时, 可排除地壳源影响, 配合源区分析可判断北京是否受麦秸焚烧污染影响.

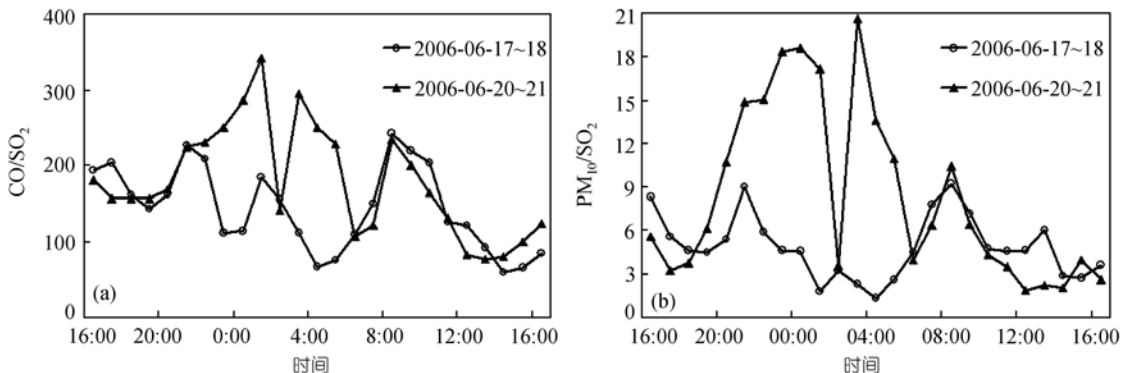


图10 麦秸焚烧污染影响前后 CO/SO<sub>2</sub> 比值、PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub> 比值变化差异

### 3 麦秸焚烧污染源地及输送路径

2006 年 6 月份 30 天北京房山空气质量自动监测站不同风向  $PM_{10}$  小时平均浓度统计结果如下: 东南风  $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、西南风  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、东北风  $144 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、西北风  $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。显然, 以偏南风污染最明显, 其上游对应于华北平原的小麦主产区, 麦秸焚烧污染贡献明显, 房山站东北方向是北京城市核心区, 市区污染输送对该区大气污染有重要影响, 在所有统计的风向中, 西北气流时北京空气质量最好, 因其上游为北京西山山区, 山上空气相对清洁, 污染最轻。从统计意义上讲, 麦秸焚烧污染的来源及污染物输送路径的分析对北京市区空气质量的研究有着重要意义。麦秸焚烧一般持续数小时至数日不等, 焚烧时间的过度集中往往酿成大气高污染事件, 短时间内判断是否为麦秸焚烧污染、确定焚烧源区及输送路径需要多种数据资料的综合应用。文中确定麦秸焚烧污染输送路径流程: 1) 麦收季节当北京突发大气高污染事件, 根据气象条件及全市各监测站点大气污染变化过程初步分析污染源; 2) 分析各污染物浓度变化异同判定污染是否为生物质燃烧类型; 3) 由大气流场及卫星资料确定焚烧源区; 4) 利用卫星资料监测麦秸焚烧火点, 若火点与污染源区范围一致, 即判定为麦秸焚烧污染, 并确定其源区范围、污染输送路径。

分析华北地区麦秸焚烧污染输送路径发现, 影响北京的输送路径主要为偏南及偏东两个方向, 在持续的偏南或偏东气流控制下, 北京往往形成严重的大气污染。而在偏西或偏北气流控制下, 即使华北平原麦秸焚烧污染严重, 由于污染源处于下风向, 北京的空气质量依然良好。2004~2007 年 6 月中下旬对北京空气质量产生重要影响的华北麦秸焚烧污染事件共计 10 次, 其中西南路径 4 次, 为重要污染输送路径, 同时也是严重影响北京大气的污染物输送路径, 污染源区主要为豫北与冀南; 东南或偏东路径 4 次, 来自冀东与天津; 混合路径(东南转西南或东南转南路径)2 次, 源区主要为鲁北与冀南。值得指出的是, 麦秸焚烧污染在其输送过程中, 路径往往发生改变,

特别是东南路径, 污染物在输送过程中, 由于受到太行山的阻挡往往折向东北, 进而转为西南路径, 从而形成污染物输送的混合型路径。

### 4 讨论

受麦秸焚烧污染影响的不仅仅是北京市, 华北的主要城市大都受其影响, 源区的一致决定了其污染的相似性, 因此麦秸焚烧污染表现为明显的区域性特征。统计了 2000~2007 年北京、天津、石家庄、济南和郑州 6 月份空气污染指数之间的相关性, 结果显示: 距离最近的天津与北京相关性最好, 距离越远, 与北京的相关性越弱, 郑州空气污染指数与北京的相关性已较差(见表 2)。

我国农村 1980 年代至今一直实行家庭联产承包责任制, 土地分户经营, 缺少大规模的集中作业, 导致了麦收季节农民生产活动的分散性, 致使麦秸焚烧活动呈无序状态。因此焚烧污染没有明显的日变化及小时变化周期, 而且麦秸焚烧没有森林或草原火灾导致大气污染的连续性, 其污染变化存在明显的随机性, 甚至出现剧烈的起伏变化。但同一区域冬小麦生长周期相同, 而且农民为抢收抢种, 农事活动安排较为紧凑, 因此同一区域麦秸焚烧活动时间又相对集中, 往往形成焚烧时段的大气高污染事件。

统计 1999~2007 年 5~7 月北京不同大气污染物浓度数据发现: 6 月份  $PM_{10}$  浓度与 5 月份基本持平, 却明显高于 7 月份, 由于 5 月份仍属于北京的风沙季节, 地面沙尘贡献不可忽略, 推断 6 月份麦秸焚烧对北京大气污染贡献明显; 北京 6 月  $NO_2$  浓度高于 5 和 7 月份,  $O_3$  浓度也为全年最高, 其中秸秆焚烧产生的  $O_3$  前体物具有重要作用。长江三角洲地区 5 月份  $O_3$  浓度全年最高<sup>[17]</sup>, 这可能与该区域 5 月份秸秆焚烧有一定关系。北京地区 6 月份水溶性钾浓度是 5 月份的 2~3 倍<sup>[18]</sup>, 也说明麦秸焚烧对大气污染影响显著。

### 5 结论

本文通过对 1999~2007 年 6 月份麦秸焚烧对北京市空气质量的影响研究, 得出如下结论:

表 2 2000~2007 年 6 月华北主要城市日空气污染指数与北京空气污染指数的相关关系

	天津	石家庄	济南	郑州
相关系数	0.65	0.52	0.20	0.07

(1) 影响北京空气质量的麦秸焚烧源区主要为华北平原的冬小麦产区, 输送路径以偏南和偏东方向为主, 其中以西南方向最多, 污染最严重. 偏北或偏西气流控制下, 即使周边麦秸焚烧明显, 因上游大气清洁, 北京空气质量依然良好.

(2) 麦秸焚烧污染输送使北京大气中 CO 浓度升幅最明显, 且最为迅速; NO<sub>2</sub> 输送速度略慢. 麦秸焚烧排放的大量碳氢化合物等为重要的 O<sub>3</sub> 前体物, 适宜气象条件下 O<sub>3</sub> 浓度会明显升高. 麦秸焚烧直接排放 NO, 但其浓度白天一般不高, 夜间显著升高; SO<sub>2</sub> 排放量最少.

(3) 对颗粒物来说, 细颗粒浓度升高最明显, 而

且输送最快. 此外, 麦秸焚烧污染表现出明显的区域分布特征, 距离北京越远, 麦秸焚烧污染与北京的相关性越差, 华北主要城市中天津与北京大气污染相关性最好, 郑州与北京已无明显相关性. 麦秸焚烧活动的无序性致使该种污染变化存在明显的随机性, 规律性较差, 但同一区域麦秸焚烧活动时间相对集中, 一般焚烧时段会形成严重大气污染事件.

(4) 麦秸焚烧排放的各大气污染物浓度差异较大, 可用 PM<sub>10</sub>/SO<sub>2</sub>, CO/SO<sub>2</sub> 等比值反映麦秸焚烧污染对北京空气质量影响的程度, 当两比值都明显增大时可判定已受麦秸焚烧影响, 并依此定量分析麦秸焚烧对北京市大气污染的贡献.

**致谢** 感谢虞统教授、苏福庆教授在污染过程及地面流场分析中给予的指导与帮助.

## 参考文献

- Levine J S, Cofer W R, Cahoon D R, et al. Biomass burning: a driver for global change. *Environ Sci Technol*, 1995, 29(3): 120—125
- Koppmann R, Czapiewski K V, Reid J S. A review of biomass burning emissions, Part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds. *Atmos Chem Phys Discuss*, 2005, 5: 10455—10516
- Andreae M O, Jones C D, Cox P M. Strong present-day aerosol cooling implies a hot future. *Nature*, 2005, 435(7046): 1187—1190 [\[DOI\]](#)
- 中国农村能源年鉴编辑委员会. 中国农村能源年鉴. 北京: 中国农业出版社, 1998. 28—35
- 王爱玲, 高旺盛, 洪春梅. 华北灌溉区麦秸焚烧与直接还田生态效应研究. *中国生态农业学报*, 2003, 11(1): 142—144
- 曹国良, 张小曳, 王亚强, 等. 中国区域农田秸秆露天焚烧排放量的估算. *科学通报*, 2007, 52(15): 1826—1831
- Haysa M D, Fine P M, Geron C D, et al. Open burning of agricultural biomass: physical and chemical properties of particle-phase emissions. *Atmos Environ*, 2005, 39(36): 6747—6764 [\[DOI\]](#)
- Dhammapala R, Claiborn C, Corkill J, et al. Particulate emissions from wheat and Kentucky bluegrass stubble burning in eastern Washington and northern Idaho. *Atmos Environ*, 2006, 40(6): 1007—1015 [\[DOI\]](#)
- Yan X, Ohara T, Akimoto H. Bottom-up estimate of biomass burning in mainland China. *Atmos Environ*, 2006, 40(27): 5262—5273 [\[DOI\]](#)
- 赵超越, 李新中, 陈添. 燃烧麦秸对大气颗粒物中多环芳烃含量的影响. *岩矿测试*, 2003, 22(14): 273—276
- 郑晓燕, 刘威德, 赵峰华, 等. 北京市大气颗粒物中生物质燃烧排放贡献的季节特征. *中国科学 B 辑: 化学*, 2005, 35(4): 346—352
- Li L J, Wang Y, Zhang Q, et al. Spatial distribution of aerosol pollution based on MODIS data over Beijing, China. *J Environ Sci-China*, 2007, 19: 955—960
- 王英, 金军, 李令军, 等. 北京市基于 PM<sub>10</sub>/CO 关系的可吸入颗粒物自然源解析. *环境科学学报*, 2006, 26 (7): 1203—1208
- Beguma B A, Kim E, Jeong C H, et al. Evaluation of the potential source contribution function using the 2002 Quebec forest fire episode. *Atmos Environ*, 2005, 39(20): 3719—3724 [\[DOI\]](#)
- Streets D G, Bond T C, Carmichael G R, et al. An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. *J Geophys Res*, 2003, 108(D21): 8809, doi: 10.29/2002JD003093
- Reddy M S, Venkataraman C. Inventory of aerosol and sulphur dioxide emissions from India. Part II - biomass combustion. *Atmos Environ*, 2002, 36(4): 699—712 [\[DOI\]](#)
- 王会祥, 唐孝炎, 王木林, 等. 长江三角洲痕量气态污染物的时空分布特征. *中国科学 D 辑: 地球科学*, 2003, 33(2): 114—118
- 段凤魁, 鲁毅强, 狄一安, 等. 秸秆焚烧对北京市空气质量的影响. *中国环境监测*, 2001, 17(13): 8—11