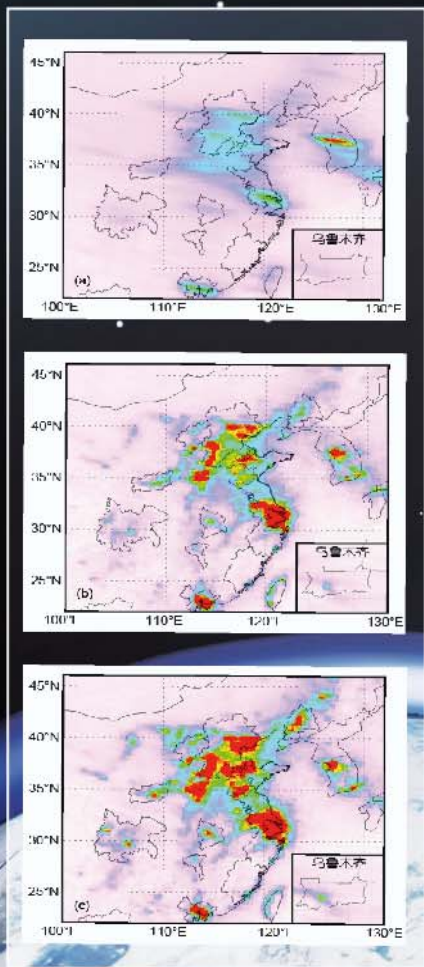


科学通报

Chinese Science Bulletin

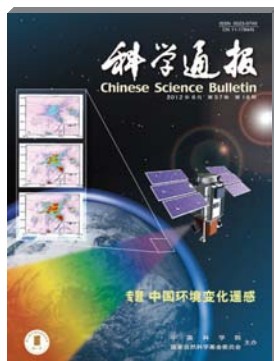
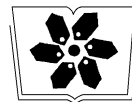
2012年6月 第57卷 第16期



专题 中国环境变化遥感



中国科学院 主办
 国家自然科学基金委员会



2012年6月,第57卷,第16期

封面说明: 遥感技术的发展使大范围遥感制图与监测变化成为可能. 本专题收集应用遥感技术监测近10~30年来中国全境城市化、湿地、地表土壤水、植被绿度、叶面积指数、大气臭氧和氮氧化物的浓度变化的相关研究结果. 这些结果对推动我国环境变化监测和全球变化研究具有积极意义, 是未来环境变化模拟和预测的基础, 对制定相关环境政策提供客观依据. 在过去20年不断加速的工业化和城市化过程中, 我国人为活动导致的大气污染物排放持续增加. NO_2 在大气中的寿命和传输距离较短, 因此卫星观测到的 NO_2 柱浓度能够与地面的氮氧化物排放建立直接的联系. 利用SCIAMACHY观测的对流层 NO_2 柱浓度数据能够获得1996~2010年间中国氮氧化物排放的时空变化格局. 通过对引起这些变化的驱动力的探讨发现我国氮氧化物排放呈明显的空间扩张态势, 原有排放高值区的范围不断扩大, 新的高值区不断出现, 区域性污染的特征日益明显. 封面所示为SCIAMACHY观测到的华北地区过去15年对流层 NO_2 柱浓度的变化趋势. 详见张强等人文(p1446).

《科学通报》编辑部

地址: 北京市东城区东黄城根北街16号 《中国科学》杂志社

邮编: 100717

网址: www.scichina.com csb.scichina.com

信箱: csb@scichina.org

常务副主任	安瑞	010-64036120	anrui@scichina.org	(兼生命科学编辑)
副主任	张莉	010-64012686	zhangli@scichina.org	(兼地球科学编辑)
责任编辑	孙书军	010-62567305	ssj@scichina.org	(物理学 力学 天文学)
	付利	010-62567305	fuli@scichina.org	(化学)
	智欣	010-62567305	zhixin@scichina.org	(化学)
	王元火	010-64015905	wyh@scichina.org	(生命科学)
	林琳	010-64012686	linlin@scichina.org	(地球科学)
	李兆林	010-62567305	zhlli@scichina.org	(材料与工程科学 信息科学)
	高媛	010-64036120	gaoyuan@scichina.org	(材料与工程科学 生命科学)
	闫蓓	010-64015905	yanbei@scichina.org	(新闻采编)

本期责任编辑 付利



卫星遥感观测中国 1996~2010 年氮氧化物排放变化

张强^①, 耿冠楠^{①②}, 王斯文^②, RICHTER Andreas^③, 贺克斌^②

① 清华大学地球系统科学研究中心, 地球系统数值模拟教育部重点实验室, 北京 100084;

② 清华大学环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084;

③ Institute of Environmental Physics, University of Bremen, Bremen, 28359, Germany

E-mail: qiangzhang@tsinghua.edu.cn

2011-10-31 收稿, 2011-12-27 接受

国家重点基础研究发展计划(2010CB951803)、中国可持续能源项目和环境保护部污染减排监督管理项目资助

摘要 利用卫星遥感观测的 NO_2 浓度作为化石能源消耗和污染物排放的示踪, 基于 GOME 和 SCIAMACHY 的 NO_2 对流层柱浓度数据对 1996~2010 年间中国氮氧化物排放的时空格局变化进行了分析. 结果表明, 我国氮氧化物排放的区域性特征日益显著, 呈明显的空间扩张态势, 原有排放高值区的范围不断扩大, 新的高值区不断出现, 受人为源排放影响的范围在从东部向中西部扩张. 1996~2010 年间, 华东、华北地区的人为源氮氧化物排放量增加了 133%, 而同期卫星观测到 NO_2 浓度增长了 184%. 最近几年特大城市的氮氧化物排放增速在减缓, 而中型城市的排放增速在加快, 显示我国亟需对燃煤氮氧化物排放进行控制.

关键词

氮氧化物

卫星遥感

SCIAMACHY

区域污染

城市扩张

氮氧化物 NO_x ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) 是对区域大气复合污染具有重要贡献的一种污染物, 化石燃料燃烧等人类活动以及土壤、闪电、生物质燃烧等自然活动均会向大气中排放 NO_x . 它是对流层臭氧和大气气溶胶的重要前体物, 同时也是酸雨形成的重要贡献者, 对人体健康和生态环境均具有很大的危害性. 在过去 20 年中, 随着经济规模的迅速增长, 中国正在从农业大国向工业大国进行转变. 在不断加速的工业化和城市化过程中, 人类活动向大气中排放的污染物也随之激增, 引发了酸雨、灰霾、光化学烟雾等一系列严重和复杂的区域大气复合污染问题^[1,2]. 工业化和城市化过程离不开化石能源, 在各种大气污染物中, NO_x 排放与人类化石能源利用之间的关系最为密切, 而过去 20 年中, 我国 NO_x 排放量的增长幅度在各种污染物中也是最快的^[3-5].

对污染物排放进行定量分析是研究区域大气复合污染问题的基础. 目前对中国污染物排放总量及

其时空分布特征的研究主要基于自下而上的排放清单方法进行^[3,5,6]. 但由于基础数据的缺失、本地排放因子测试稀缺等原因, 排放清单方法具有较大的不确定性^[5]. 近年来随着卫星对地观测技术的迅速发展, 利用卫星遥感方法定量大气污染物排放的方法越来越受到关注^[7,8]. 在卫星遥感观测大气污染物排放这一研究领域, NO_2 的遥感观测是目前发展最为成熟、应用最为广泛的方向^[9-13]. 这一方面是因为 NO_2 的卫星反演技术最为成熟, 不确定性最低^[14]; 另一方面是因为 NO_2 在大气中的寿命和传输距离较短, 从而卫星观测到的 NO_2 浓度能够与地面排放的 NO_x 建立直接的联系^[10,15]. 而人为源排放的 NO_x 又与能源利用密切相关, 因此在污染地区, 卫星遥感观测到的 NO_2 浓度在某种程度上可以作为人类化石能源消耗和污染物排放的示踪^[16].

本文利用卫星遥感观测获得的对流层 NO_2 柱浓度数据, 分析了 1996~2010 年间中国氮氧化物排放的

时空变化格局, 并对引起这些变化的驱动力进行了探讨.

1 数据与方法

自 1996 年以来, 已先后有全球臭氧探测仪(Global Ozone Monitoring Experiment, GOME, 1996~2002 年)、大气制图扫描成像吸收光谱仪(Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Cartograph, SCIAMACHY, 2003 年至今)、臭氧探测仪(Ozone Monitoring Instrument, OMI, 2005 年至今)和全球臭氧探测仪 2 号(Global Ozone Monitoring Experiment-2, GOME-2, 2007 年至今)等多颗卫星传感器用于大气对流层 NO₂ 柱浓度的观测. GOME, SCIAMACHY 和 GOME-2 的过境时间都在当地时间上午 9:30 至 10:30 之间, 已有研究表明由同一反演算法获得的三者数据之间的一致性很好^[10]. 但 GOME-2 从 2009 年开始出现信号衰减, 会影响趋势分析的准确性^[17]. OMI 与前三者相比, 数据空间分辨率最高, 但由于其过境时间在下午, 而 NO₂ 浓度日变化特征较强, 因此 OMI 与其他 3 颗传感器获得的数据之间难以直接比较. 在本研究中, 考虑到数据的一致性和覆盖时段, 我们选取 GOME 与 SCIAMACHY 观测得到的 1996~2010 年对流层 NO₂ 柱浓度数据, 对中国地区氮氧化物排放时空格局的变迁进行分析. 其中, 1996~2002 年的数据来自 GOME, 2003~2010 年的数据来自 SCIAMACHY.

GOME 和 SCIAMACHY 均由欧洲航天局发射, 其中 GOME 于 1995 年 4 月 21 日随 ERS-2 卫星升空, 成为第一颗用于观测低层大气臭氧前体物及其他痕量气态污染物的卫星传感器. SCIAMACHY 搭载于欧洲环境卫星 1 号(ENVISAT-1)极轨对地观测平台, 于 2002 年 3 月发射升空. GOME 和 SCIAMACHY 均为被动式卫星遥感传感器. GOME 测量紫外-可见光波段地球表面及大气层的反向散射和太阳的直接辐射, 光谱波段为 240~790 nm, 星下点空间分辨率为 320 km × 40 km, 光谱分辨率为 0.2~0.4 nm, 每一轨扫描对应地面覆盖宽度约为 960 km, 在赤道处重访周期约为 3 天(65° 纬度以上地区可实现逐日观测)^[18]. SCIAMACHY 的测量光谱波段为 240~2380 nm, 涵盖了近红外波段, 星下点空间分辨率提高至 60 km × 30 km, 光谱分辨率为 0.22~1.48 nm, 赤道附近重访周期为 6 d^[19].

本研究中使用的 GOME 和 SCIAMACHY 对流层

NO₂ 柱浓度数据由德国不莱梅大学环境物理研究所(Institute of Environmental Physics, University of Bremen)处理提供, 该数据经由以下几个步骤获得. 首先, 将 425~450 nm 波段 NO₂ 对光的吸收信号利用差分吸收光谱法(differential optical absorption spectroscopy, DOAS)计算出整个大气层的 NO₂ 斜柱浓度; 然后利用全球大气化学模型 SLIMCAT 模拟并同化得到平流层 NO₂ 斜柱浓度, 并从总斜柱浓度中将其扣除后获得对流层斜柱浓度; 最后根据大气辐射传输模型 SCIATRAN 计算出大气质量因子(air mass factor, AMF), 并利用 AMF 将对流层斜柱浓度转化为垂直柱浓度. 数据处理的进一步细节可参见文献[10]. 对于单一观测而言, 由于光谱拟合及平流层浓度校正所引入的绝对误差为 $0.5 \times 10^{15} \sim 1.0 \times 10^{15}$ molec/cm². 在污染地区, 月均 NO₂ 浓度的相对误差为 40%~60%, 其中以 AMF 引入的误差为主, 但对本研究进行的 NO₂ 趋势分析影响较小. 中国地区年均浓度的相对误差约为 15%^[10].

云的存在对于卫星遥感近地层污染物具有较大的干扰, 因此我们去除掉了云量高于 0.2 的像元. 云量来自 GOME 和 SCIAMACHY 的同步观测数据, 从荷兰皇家气象研究所获取(<http://www.temis.nl/fresco/>). 在此基础上根据每一个像元的位置将其分配至 0.125° × 0.125° 的网格并获得月平均数据用于本研究的分析. 由于夏季 NO₂ 在大气中寿命较短, 传输距离较短, 因此夏季观测到的浓度与排放源的关联性更为直接, 我们在以前的研究中也发现夏季卫星观测到的 NO₂ 柱浓度与地面 NO_x 排放量之间存在很好的相关性^[4]. 因此在随后的排放空间特征分析中一般采用夏季数据, 而在趋势分析中则采用年均数据.

2 1996~2010 年 NO₂ 柱浓度的时空格局变化

1996~2010 年间卫星观测到的中国中东部地区 NO₂ 浓度空间格局变化趋势如图 1 所示. 如前所述, 分析中采用了夏季平均的结果, 以使得观测到的 NO₂ 浓度高值区能够代表地面 NO_x 排放的高值区. 从图中可以看出, 过去 15 年间, 我国 NO_x 排在空间上呈明显的扩张态势, 表现为原有高值区的范围在扩大, 同时随着时间的推移, 新的高值区在不断出现. 1996~1998 年间, NO_x 排放高值区主要集中在华北平原、长三角地区和珠三角地区. 而到了 2008~2010 年, 在吉林、辽宁中部、内蒙古地区、山西中北部、陕西

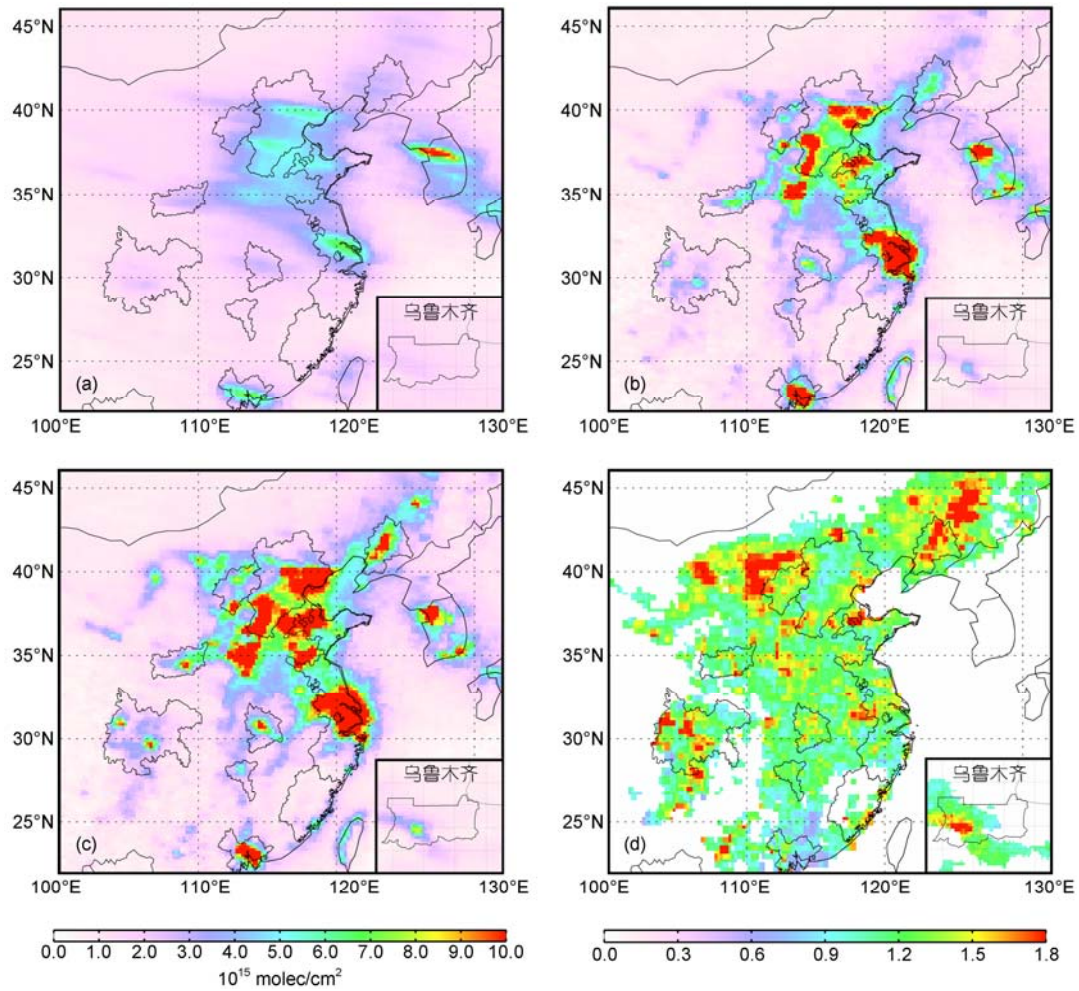


图1 1996~2010年间卫星观测中国NO₂柱浓度的空间格局变化趋势

中国境内以黑线圈出的区域为环境保护部划定的大气污染区域联防联控重点区域. (a) 1996~1998年GOME观测到NO₂对流层柱浓度夏季平均值; (b) 2003~2005年SCIAMACHY观测到NO₂对流层柱浓度夏季平均值; (c) 2008~2010年SCIAMACHY观测到NO₂对流层柱浓度夏季平均值; (d)为(c)和(b)的比值, 白色为对流层柱浓度低于10¹⁵ molec/cm²的区域

关中地区、武汉及周边、成渝地区、以及乌鲁木齐等地相继出现了新的排放高值区. 而与此同时, 原有高值区的排放强度明显增加, 华北平原的京津唐、河北中部、山东西部、河南中北部等排放高值区几乎连通成片, 长三角排放高值区的范围也在扩大, 区域污染的特征日益显著.

京津唐、武汉及周边、山东南部这3个不同规模城市群2000~2010年间NO₂柱浓度的变化如图2所示. 从图中可以看出NO₂浓度的高值区在2010年已覆盖了整个城市群区域, 进一步体现出氮氧化物污染呈现明显的区域性特征. 同时可以发现, 由枣庄、临沂、济宁等中型城市组成的城市群, 无论是NO_x排

放的增速还是区域污染的程度都几乎与特大城市相当, 这表明我国应当对中等城市的NO_x排放控制加以重视.

由于我国大气污染的区域性特征日趋明显, 为改善区域空气质量, 国务院于2010年转发了环保部等九部委发布的《关于推进大气污染联防联控工作改善区域空气质量的指导意见》, 要求在“三区六群”等重点区域推进大气污染联防联控工作(后来扩展到“三区九群”)^[20]. 图1中标出了纳入区域联防联控范围的“三区九群”地区, 其中“三区”是京津冀地区、长三角地区、珠三角地区, “九群”是辽宁中部城市群、山东半岛城市群、武汉城市群、长株潭城市群、成渝城

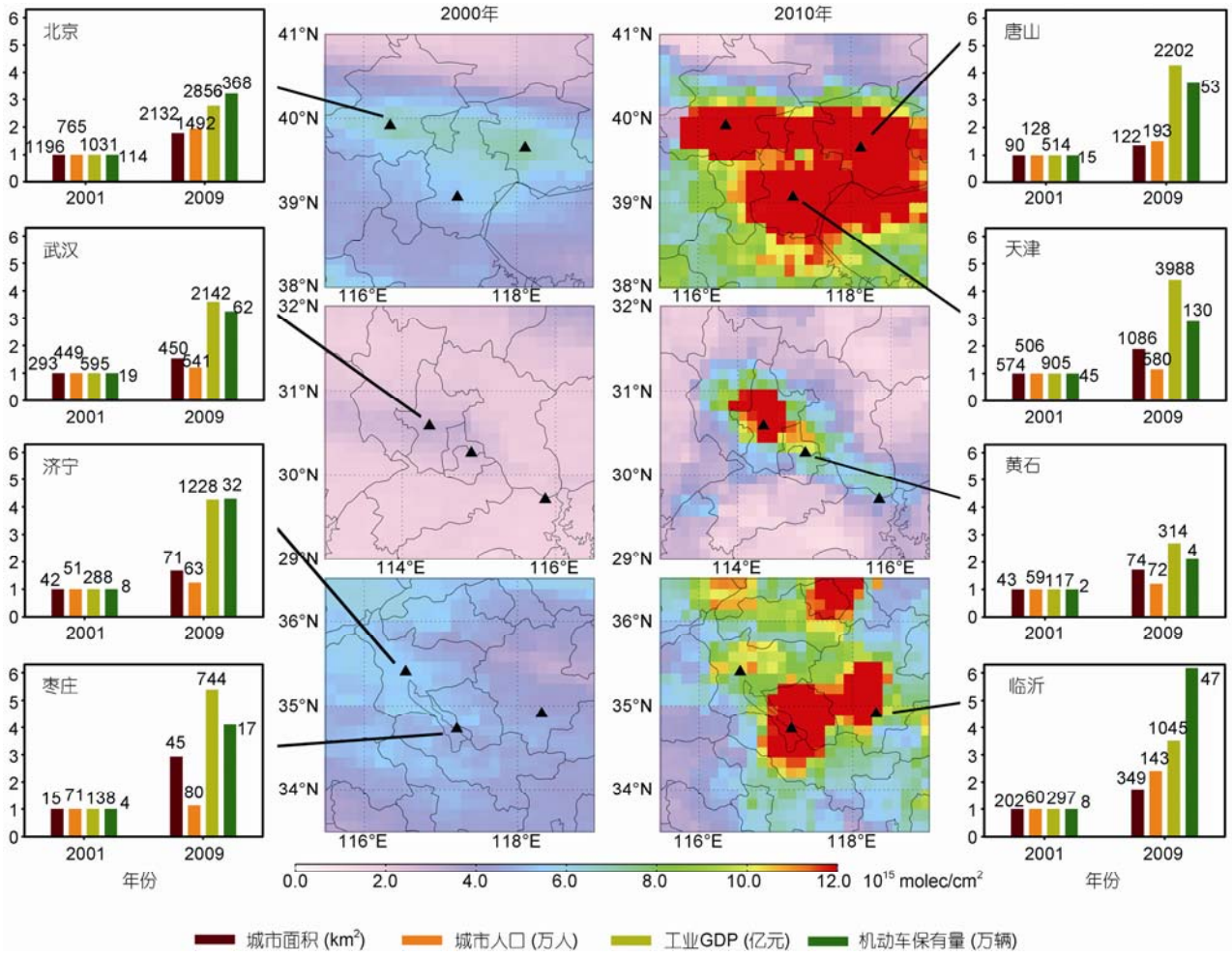


图 2 不同规模城市群 2000~2010 年间 NO₂ 浓度及相关社会经济参数的变化
 从上至下分别为京津唐地区、武汉及周边城市群和山东南部城市群

市群、海峡西岸城市群、山西中北部城市群、陕西关中城市群和新疆乌鲁木齐城市群。从 2008~2010 年间的卫星观测资料来看，“三区九群”基本覆盖了目前 NO_x 排放的高值区域，而 NO_x 高排放区往往代表了经济发达和高能耗地区，因此目前的联防联控规划的范围具有很好的代表性和合理性。然而，河南中部城市群和山东西南部两个高排放区域并没有被包括在规划内；吉林省和内蒙古工业区虽然绝对浓度不是很高，但近年来排放增长迅猛，如不及时在煤炭消费总量及工业结构方面进行调整，很有可能在未来形成新的排放高值区域。因此，在今后进一步的区域污染防治规划中，上述区域应当被列为优先考虑的重点。

在“三区九群”地区，过去十多年间浓度增长最

为迅速的区域是京津冀地区、山东半岛和长三角地区，如图 3 所示。通过 NO₂ 浓度与人口密度的相关性分析可以看出，2003~2010 年间，“三区九群”地区特大城市的 NO₂ 浓度增长速度开始放缓，而中等规模城市浓度增加最快。图 4 给出了我国 3 个典型纬度带内 NO₂ 夏季平均浓度的剖面图及其随时间的演变过程。从图中可以看出，上海市的 NO₂ 浓度在 2003~2010 年间的增幅要远小于 1997~2003 年间，但高值区范围有所扩大。而武汉、邯郸、淄博、遵义等中型城市在 2003~2010 年间的增幅要远高于 1997~2003 年间。对我国其他纬度带绘制剖面图也可以发现类似的结果，即特大城市 NO_x 排放的高速增长阶段出现在过去 15 年的前半段，而中型城市的 NO_x 排在最近几年内增加最为明显。值得指出的是，由于 GOME 和 SCIAMACHY

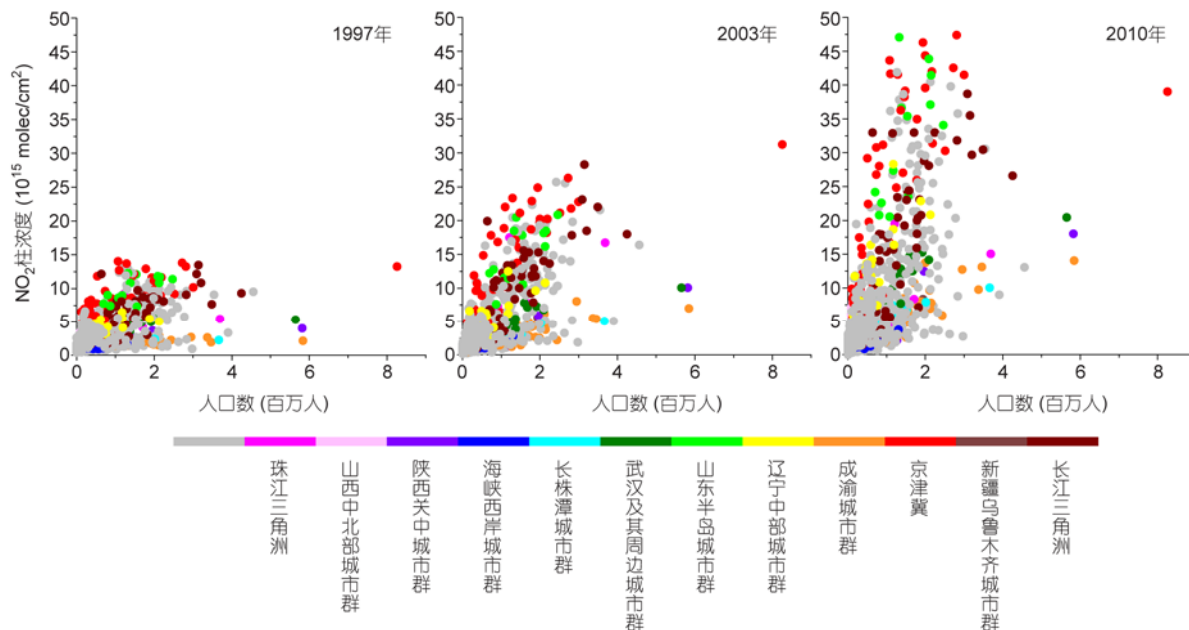


图3 “三区九群”地区 NO₂ 柱浓度变化趋势与人口密度的关系

每个点代表了 0.5°×0.5°的网格, 彩色点为“三区九群”所在的地区, 灰色点为中国“三区九群”以外的其他地区

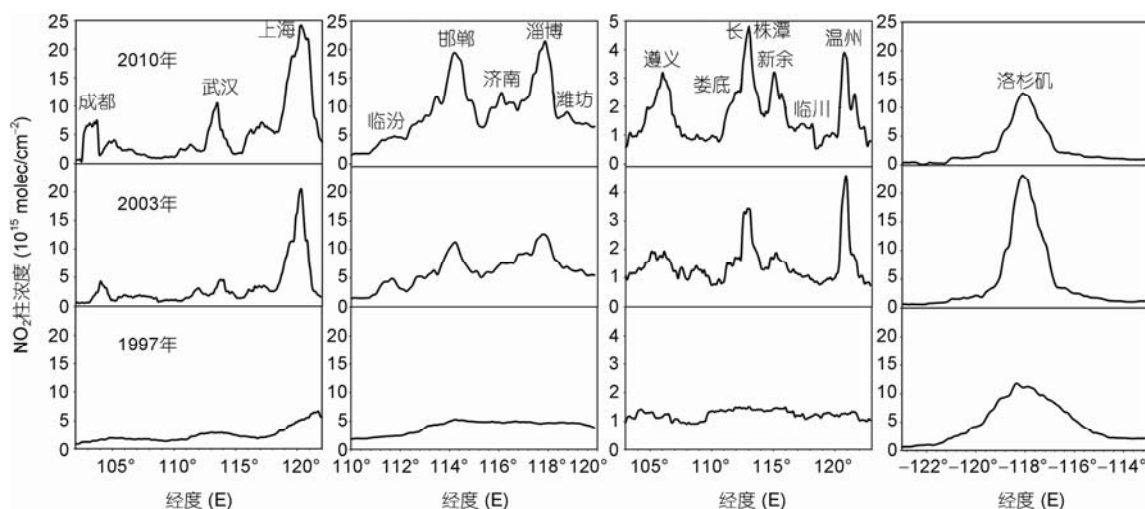


图4 中国典型纬度带内 NO₂ 夏季平均浓度剖面图及年际演变

的分辨率不同, 2 颗传感器在单个网格尺度上的直接比较是定性的.

图 1(d)也反映了过去 5 年间不同地区 NO_x 排放的增速. 受观测噪音的影响, 当浓度过低时比值会有较大误差, 因此分析时过滤掉了 NO₂ 夏季平均浓度低于 10¹⁵ molec/cm² 的地区. 从图中可以发现, 过去几年中, 吉林、辽宁等老工业基地地区和内蒙古、山西、宁夏交界处的新兴工业区的排放增速最高, 而北京、上

海、广州等特大城市地区的排放增速在趋缓. 造成排放增速差异的原因将在下一节中进一步分析.

在人为源排放主导的地区, 由于冬季 NO₂ 在大气中的寿命较长, 且气象条件不利于污染物扩散, NO₂ 浓度一般在冬季出现最大值. 而在土壤、闪电等自然源排放占主导的地区, 由于夏季的排放强度远高于其他季节, NO₂ 浓度一般在夏季出现最大值. 这一季节变化特征可用于分析某一地区 NO_x 排放受人

为源影响的程度^[21,22]. 通过对 1996~2010 年间中国地区 NO₂ 柱浓度季节变化特征的分析, 我们发现随着时间的推移, 人为源排放主导地区的界限在自东向西推移, 范围逐渐扩大. 图 5 给出了西北地区的一个例子. 从图中可以清晰地看出, 1996~1998 年间, 河套地区、宁夏、以及甘肃省北部的 NO_x 排放主要受天然源主导, 在夏季出现最大值. 2003~2005 年, 这一季节特征发生了反转, 宁夏和河套的大部分地区在冬季出现了最高值; 而到了 2008~2010 年, 宁夏和河套的绝大部分地区和甘肃北部的城市地区最高值都出现在冬季. 这一特征显示随着工业化和城市化进程的加快, 上述地区受人类活动影响的程度在不断加深, NO_x 排放逐渐由天然源主导转变为人为源主导.

3 氮氧化物排放变化的驱动力分析

从前述结果中可以发现, 在过去的十多年里, 我国 NO_x 排放的时空格局发生了很大变化. 为进一步分析造成这些变化的驱动力和影响因素, 我们对卫星观测的 NO₂ 浓度变化趋势和人为源 NO_x 排放变化趋势以及相关的社会、经济、能源因子进行了比较, 如图 6 所示. 为了减少背景区域的影响, 我们将比较范围限定在人为污染最严重的华东和华北地区 (East Central China, 110°~123°E, 30°~40°N, ECC). 图中相关社会、经济和能源参数来源于各种公开的统计资料. NO_x 排放量在我们之前的研究基础上更新到了 2010 年, 估算排放的过程中考虑了技术进步和排放控制措施对排放因子变化的影响, 具体方法可参见文献[4]. 1996~2010 年间, ECC 地区的人为源 NO_x 排放量增加了 133%, 而同期卫星观测到 NO₂ 浓度增长了 184%.

考虑到排放清单估算和卫星反演过程中的误差以及年际间气象条件的差异, 两者的趋势之间具有较好的一致性. 2000 年以后, 我国人为源 NO_x 排放增速明显加快. 2000~2010 年间排放量增加了 119%, 柱浓度增加了 144%, 与 2000 年以来经济持续快速增长的趋势相吻合.

一般认为煤炭消费和机动车的增长是我国人为源 NO_x 排放增长的主要驱动力^[4,23]. 从图 6 中可以看出, NO_x 排放变化趋势与总燃煤量变化趋势之间具有很好的一致性, 但远远低于机动车保有量的增长趋势. 在诸多社会经济能源指标中, NO₂ 柱浓度增长率与燃煤总量增长率之间相关性最好 (斜率为 1.04, R²=0.97). 自 2000 年左右我国开始对机动车排放进行控制, 目前已经全面实施国 3 排放标准, 正在推进国 4 排放标准. 因此虽然过去十年里机动车保有量增长迅猛, 但机动车 NO_x 排放量的增速近年来开始趋缓, 甚至在某些特大城市已经开始下降^[24]. 由于特大城市的 NO_x 排放主要源于机动车, 因此, 卫星观测到近年来特大城市 NO_x 排放增速趋缓的主要原因是机动车排放得到了有效的控制. 但是这并不意味着我国可以放松对机动车排放的控制力度. 在机动车保有量已经饱和的发达国家的特大城市, 随着机动车排放控制的加严, NO_x 排放已呈下降趋势(见图 4 中洛杉矶的 NO₂ 浓度), 而我国必须进一步严格控制机动车排放, 才能确保在机动车保有量加速增长的同时使机动车 NO_x 排放总量得到控制.

在中型城市, 尤其是快速工业化的城市, 燃煤仍然是 NO_x 排放的主要来源. 而我国对燃煤设施的 NO_x 排放控制尚处在初级阶段, 大电厂和新建电厂虽然

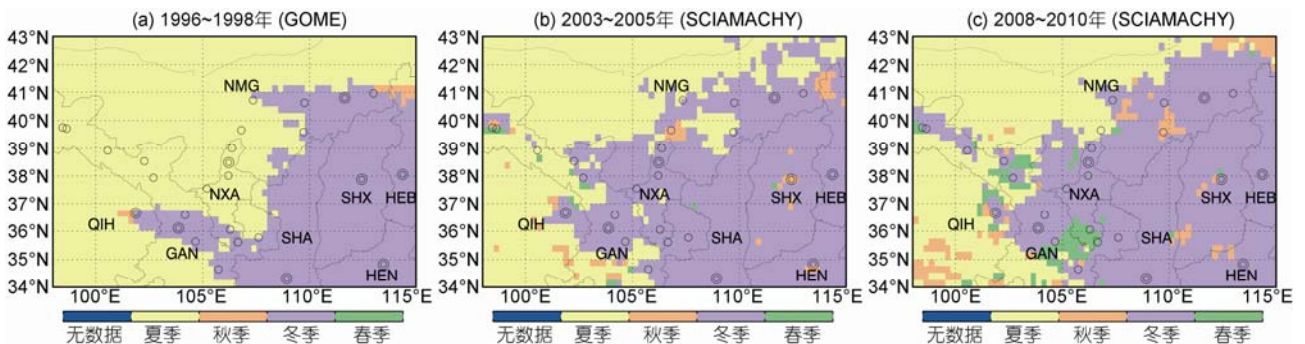


图 5 1996~2010 年 3 个时间段内中国中西部地区卫星(GOME 或 SCIAMACHY)观测的最大 NO₂ 浓度出现季节的变化. 图中包含的 8 个省(自治区)分别为河北(HEB)、河南(HEN)、山西(SHX)、陕西(SHA)、内蒙古(NMG)、宁夏(NXA)、甘肃(GAN)和青海(QIH). 双圆圈所示为各省会(首府)所在位置, 单圆圈为主要地级市所在位置. 冬季(12~2月)、春季(3~5月)、夏季(6~8月)和秋季(9~11月)

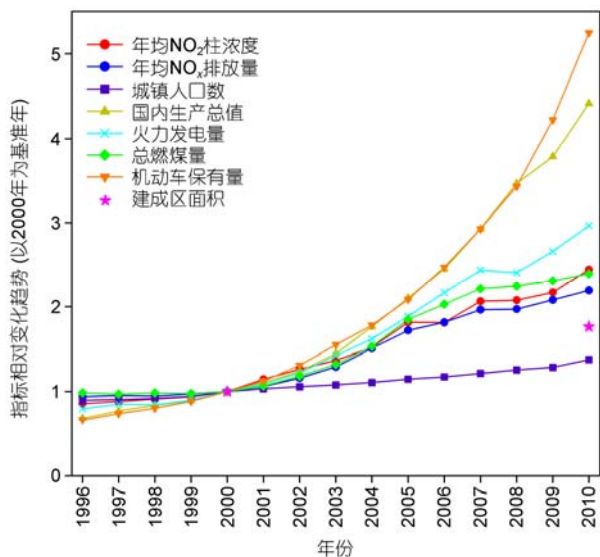


图6 1996~2010年年均NO₂柱浓度、人为源NO_x排放量及各社会经济、能源指标变化趋势

以2000年为基准年. 研究区域地理范围: 30°~40°N, 110°~123°E

已经普及了低氮燃烧器, 但大规模的烟气脱硝才刚刚起步; 其他工业燃煤设备的NO_x排放仍处在无控状态. 因此, 中型城市NO_x排放的迅速增长与燃煤排放未得到有效控制有密切关系. 值得指出的是, 由于工业化和城市化对电力的旺盛需求, 近年来新建了大量的火力发电厂, 加剧了区域尺度的氮氧化物污染. 图7显示了2005~2008年间新建电厂对内蒙古地区NO₂浓度的影响. 从图中可以看出, 相比较其他地区, 新建电厂附近的NO₂浓度增幅最为明显. 因此, 在重点区域转变经济增长方式, 控制燃煤消耗总量, 是未来控制NO_x排放的重要方向之一.

4 结论

本研究利用GOME和SCIAMACHY观测得到的NO₂对流层柱浓度数据分析了1996~2010年中国氮氧化物排放的时空格局变化及其驱动力. 研究发现, 在此期间我国氮氧化物排放呈明显的空间扩张态势,

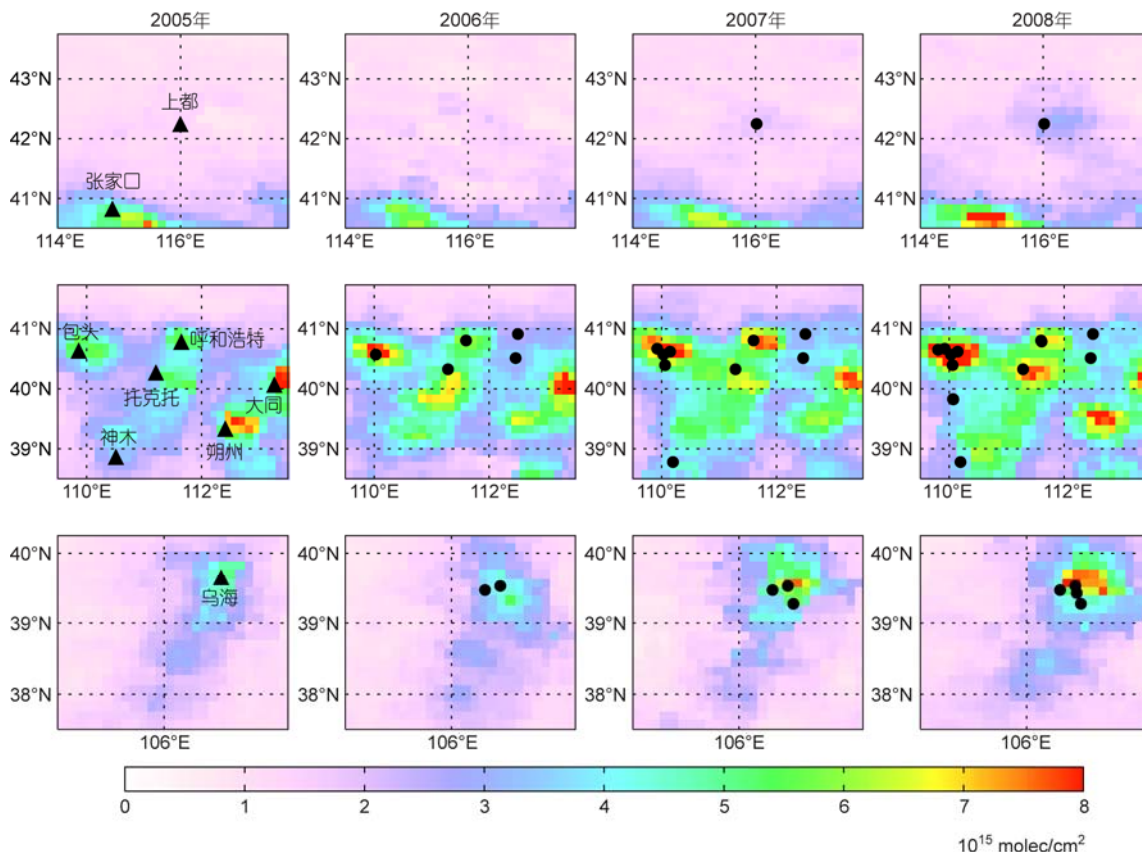


图7 内蒙古地区NO₂浓度增长与新建电厂之间的关系
黑色圆圈标注了2005~2008年间该地区新建电厂的位置

原有排放高值区的范围不断扩大,新的高值区不断出现,受人为源排放影响的范围在从东部向中西部扩张,区域性污染的特征日益明显.对 NO_x 排放高值区的分析结果表明,我国区域大气污染联防联控规划的范围具有很好的代表性和合理性.然而河南中部城市群和山东西部两个高排放区没有包括在规划内;吉林省和内蒙古工业区近年来排放增长迅猛,有

可能在未来形成新的排放高值区域.因此在下一步规划中,上述区域应当被列为优先考虑的重点.卫星观测发现最近几年特大城市 NO_x 排放的增长趋势有所放缓,这是因为特大城市的 NO_x 排放主要来自机动车,而机动车排放已经初步得到有效控制.由于燃煤排放尚未得到控制,近年来中型城市的 NO_x 排放增长迅速.

参考文献

- 1 He K, Huo H, Zhang Q. Urban air pollution in China: Current status, characteristics, and progress. *Annu Rev Energy Env*, 2002, 27: 397–431
- 2 周维, 王雪松, 张远航, 等. 我国 NO_x 污染状况与环境效应及综合控制策略. *北京大学学报(自然科学版)*, 2008, 44: 323–330
- 3 Ohara T, Akimoto H, Kurokawa J, et al. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020. *Atmos Chem Phys*, 2007, 7: 4419–4444
- 4 Zhang Q, Streets D G, He K, et al. $\text{NO}_{(x)}$ emission trends for China, 1995–2004: The view from the ground and the view from space. *J Geophys Res*, 2007, 112: D22306, doi: 10.1029/2007JD008684
- 5 Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, et al. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmos Chem Phys*, 2009, 9: 5131–5153
- 6 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: 8809, doi: 10.1029/2002JD003093
- 7 Martin R V. Satellite remote sensing of surface air quality. *Atmos Environ*, 2008, 42: 7823–7843
- 8 Fishman J, Bowman K W, Burrows J P, et al. Remote sensing of tropospheric pollution from space. *Bull Amer Meteorol Soc*, 2008, 89: 805–821
- 9 Martin R V, Jacob D J, Chance K, et al. Global inventory of nitrogen oxide emissions constrained by space-based observations of NO_2 columns. *J Geophys Res*, 2003, 108: 4537, doi: 10.1029/2003JD003453
- 10 Richter A, Burrows J P, Nüß H, et al. Increase in tropospheric nitrogen dioxide over China observed from space. *Nature*, 2005, 437: 129–132
- 11 张兴赢, 张鹏, 张艳, 等. 近 10 a 中国对流层 NO_2 的变化趋势、时空分布特征及其来源解析. *中国科学 D 辑: 地球科学*, 2007, 37: 1409–1416
- 12 余环, 王晋才, 宗雪梅, 等. 奥运期间北京地区卫星监测 NO_2 柱浓度的变化. *科学通报*, 2009, 54: 299–304
- 13 田贺忠, 王艳, 赵丹, 等. 中国太行山东麓 NO_x 重污染成因分析. *科学通报*, 2011, 56: 1464–1469
- 14 Boersma K F, Eskes H J, Brinksma E J. Error analysis for tropospheric NO_2 retrieval from space. *J Geophys Res*, 2004, 109: D04311, doi: 10.1029/2003JD003962
- 15 Beirle S, Platt U, Wenig M, et al. Weekly cycle of NO_2 by GOME measurements: A signature of anthropogenic sources. *Atmos Chem Phys*, 2003, 3: 2225–2232
- 16 Akimoto H, Ohara T, Kurokawa J, et al. Verification of energy consumption in China during 1996–2003 by using satellite observational data. *Atmos Environ*, 2006, 40: 7663–7667
- 17 Dikty S, Richter A, Weber M, et al. GOME-2 optical degradation as seen in level 2 data time series (2007–2010; BrO , NO_2 , HCHO , H_2O , and O_3). *Geophys Res Abs*, 2011, 13: 7185
- 18 Burrows J P, Weber M, Buchwitz M, et al. The global ozone monitoring experiment (GOME): Mission concept and first scientific results. *J Atmos Sci*, 1999, 56: 151–175
- 19 Bovensmann H, Burrows J P, Buchwitz M, et al. SCIAMACHY: Mission objectives and measurement modes. *J Atmos Sci*, 1999, 56: 127–150
- 20 环境保护部, 国家发展和改革委员会, 科学技术部, 等. 关于推进大气联防联控工作改善区域空气质量的指导意见, 2010
- 21 van der A R J, Peters D H M U, Eskes H, et al. Detection of the trend and seasonal variation in tropospheric NO_2 over China. *J Geophys Res*, 2006, 111: D12317, doi: 10.1029/2005JD006594
- 22 van der A R J, Eskes H J, Boersma K F, et al. Trends, seasonal variability and dominant NO_x source derived from a ten year record of NO_2 measured from space. *J Geophys Res*, 2008, 113: D04302, doi: 10.1029/2007JD009021
- 23 Hao J M, Tian H Z, Lu Y Q. Emission inventories of NO_x from commercial energy consumption in China, 1995–1998. *Environ Sci Technol*, 2002, 36: 552–560
- 24 Wang H, Fu L, Zhou Y, et al. Trends in vehicular emissions in China's mega cities from 1995 to 2005. *Environ Pollut*, 2010, 158: 394–400