

DOI: 10.5846/stxb201801030014

张红星, 韩立建, 任玉芬, 姚余辉, 孙旭, 王效科, 周伟奇, 郑华. 北京城市与西北远郊地表臭氧浓度梯度移动监测研究. 生态学报, 2019, 39(18):

Zhang H X, Han L J, Ren Y F, Yao Y H, Sun X, Wang X K, Zhou W Q, Zheng H. Monitoring ozone concentrations along an urban to rural gradient of Beijing with a mobile vehicle. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(18):

北京城市与西北远郊地表臭氧浓度梯度移动监测研究

张红星, 韩立建, 任玉芬, 姚余辉, 孙旭, 王效科*, 周伟奇, 郑华

中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京城市生态系统研究站

摘要:北京城市与区域臭氧浓度逐年升高, 对自然生态系统已经构成影响。但地表臭氧在北京城市与远郊梯度空间上的连续递变特征机制尚不清楚。采用移动监测车, 搭载臭氧分析仪, 选择夏季典型臭氧污染天气, 以北京教学植物园为对照点, 从北京城市中心向西北远郊方向, 多点位连续测定地表臭氧浓度。通过分析臭氧浓度和采样点周围归一化植被指数(NDVI)的关系以及典型臭氧污染情况下的天气形势和气团轨迹, 探讨北京城市和区域臭氧浓度连续空间变化特征及机制。结果表明: (1) 北京西北山区森林区域臭氧浓度显著高于“城市区域”, 约为城市区域的 2.00 倍。十三陵是地表臭氧浓度的分界点, 从十三陵开始臭氧浓度陡然升高, 在西北山区方向保持在高水平。空间上从高到低的顺序是西北山区 ($254.68\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 对照点教学植物园 ($220.89\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 城市支路 ($162.84\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 城市快速路和高速路 ($103.24\mu\text{g}/\text{m}^3$); (2) 植被分布影响臭氧空间格局。在相同时间范围内, 臭氧浓度和 NDVI 正相关, 随 NDVI 增加臭氧浓度呈 Logistic 增长; (3) 西北山区地表臭氧空间变异系数为 0.11, 城市支路上平均为 0.28, 城市快速路上为 0.26, 高速公路上为 0.36。山区地表臭氧浓度的空间变异系数最小, 高速公路最大, 城市快速路、城市支路空间变异较大; (4) 大范围均压场、高压后部、低压前部等稳定型天气型易造成南向弱气流, 能够把空气污染物输送到西北远郊, 但本研究中监测到的西北山区高浓度臭氧并非当天从城区输送而来。北京城市与区域臭氧格局与植被的关系及成因需要深入研究。

关键词: 北京; 臭氧浓度; 移动监测; 归一化植被指数

Monitoring ozone concentrations along an urban to rural gradient of Beijing with a mobile vehicle

ZHANG Hongxing, HAN Lijian, REN Yufen, YAO Yuhui, SUN Xu, WANG Xiaoke*, ZHOU Weiqi, ZHENG Hua
Beijing Urban Ecosystem Research Station, State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences

Abstract: The increase of surface ozone concentrations in summer is raising the risk on ecosystem health. Site sampling based near-surface ozone concentration has been well analyzed in Beijing. However, very scant work has been done to reveal the continuous changing pattern at urban and rural gradient. Thus, in this research, using mobile vehicle equipped with ozone analyzer, we monitored the ozone concentrations in a typical urban-rural gradient, from central urban to north-west rural gradient of Beijing on typical ozone polluted days in summer, meanwhile, ozone concentrations at Beijing Teaching Botanical Garden which worked as the control was monitored and applied. The location including longitude and latitude of mobile vehicle, the ozone concentrations of the samplers and control sites were obtained at the same start time and frequency. Mean NDVI within each site's 50 meters' buffer was correlated with the ozone concentration. Additionally, to discern the climatic mechanism of ozone distribution pattern of the monitoring days, we did synoptic type analysis using GrADS 2.1 and analyzed the backward air mass trajectories using HYSPLIT model. Results followed: (1) the ozone

基金项目: 国家自然科学基金(71533005, 31600333); 国家重点研发计划(2016YFC0202701, 2016YFC0503004, 2017YFF0207303)

收稿日期: 2018-01-03; **网络出版日期:** 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangxk@rcees.ac.cn

concentrations were significant higher in north-west mountains than those in other urban and suburban areas. The sequence is: North-west mountain region ($254.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > control site, Beijing Teaching Botanical Garden ($220.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > branch urban road ($162.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > urban main road and freeway ($103.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$); The landmark is Min tomb and the ozone concentrations north-west to this break point, where is mountains, were about 2.00 times than those measured at the urban and suburban regions. (2) the distribution of plants affects surface ozone pattern. In the same time, ozone concentrations increase with NDVI with a significant Logistic relationship. (3) the spatial variability coefficients of ozone concentrations in mountain regions were lower than those in free way, urban motor road and branch road; the coefficients in mountain area is 0.11, on branch road of urban is 0.28, on main motor road of urban is 0.26, on free way is 0.36; (4) The precursors of ozone in the north-west Mountains were partly from the urban region due to wind. Large scale uniform pressure field, the background of high pressure field, and the forward of low pressure easily lead to weak south or south-east air flow, which pushed air from urban to north-west rural region, and might partly explain the cause of the ozone pollution pattern in summer in Beijing urban and rural region.

Key Words: Beijing; ozone concentrations ; urban to rural gradient; NDVI

臭氧(O_3)是空气的重要微量成分,约 90%的臭氧存在于平流层,吸收紫外线,保护地球生物与环境,对人类是有利的;约 10%的臭氧存在于对流层,具有消菌杀毒的功效,但臭氧浓度持续增加可能会构成大气污染,对生态系统和生物健康造成不利影响。20 世纪 70 年代以来,对流层中臭氧的背景浓度以每年 0.5%—2%的速率增长^[1]。以北京为例,2004 年以来北京市臭氧浓度整体呈现上升趋势^[2-3],城市与区域臭氧浓度升高以及空气氧化性增强引发的环境问题日益引起关注^[2-11]。

从空间分布看,点位监测表明北京城区地表臭氧浓度相对较低,周边区县相对较高^[12]。然而飞机监测发现北京及周边区域 1.5km 以下受近地面人为活动影响较大,在水平方向上,0—2km 范围内城区四环内臭氧浓度高^[13]。北京城市与区域空间臭氧格局需要进一步监测研究。

相比空中臭氧,地表臭氧浓度对人与各类生态系统影响更直接,但是人们尚不清楚在城市与区域空间上臭氧的浓度分布规律。此前关于地表臭氧的研究多集中于点位观测或联网观测^[2,4,10,12,14-15]。然而,因为点位监测代表的空间范围不确定,臭氧在地表的空间格局仍然不清晰。尽管有研究发现北京西部和北部臭氧平均浓度高,但是这些研究也是基于点位的监测数据,目前缺少臭氧在这些区域空间上连续变化规律的报道。此外有研究表明,植物排放的 BVOC 在臭氧生成过程中发挥作用^[16],可以使白天的臭氧浓度升高^[17],然而植被与臭氧的关系的观测研究较少。

本研究采用北京城市生态系统研究站移动监测的数据资料,选择夏季典型臭氧污染天气,沿道路多位点水平方向移动监测北京城市到西北郊区、远郊臭氧浓度变化特征,用遥感技术获取道路沿线植被归一化指数 NDVI,研究二者之间的关系,结合天气形势和气团轨迹分析,揭示北京城市与远郊地表臭氧递变规律及植被机制。

1 材料与方法

1.1 监测仪器

采用臭氧浓度分析仪(49i,美国热电公司)测定臭氧浓度,检测方法为紫外光度法,根据紫外光经过样品后被吸收的程度计算出臭氧的浓度,零点漂移 $<2.14 \mu\text{g}/\text{m}^3/24\text{h}$,跨度漂移 1 个月小于 1%,最低可检测限 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,最大量程 $4285.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。每次监测前都用 Thermo 49i-PS 校正 49i,监测频率为 60s。

1.2 监测方法

把臭氧分析仪 49i 搭载在移动监测车上,用气泵通过采样杆从车顶部室外抽入空气,从车底部排出空气,臭氧分析仪 49i 通过其内置气泵从采样杆分流口采集气体样品,分析完毕通过废气通道从车底部排出,采样管从车顶伸出车外 40cm,离地面约 3.3m。工控机实时记录监测数据,每 60s 返回 1 次监测数值;用开发的移动监测车供电系统给仪器供电;用基于 GPS 的车辆定位跟踪系统实时记录车辆的经度、纬度、速度。经纬度

的精度约 10 m。

选择夏季典型无风晴天,沿固定线路从北京城内到西北远郊,行进的同时监测。从林业大学北路出发,经由城市支路,三环路,然后通过京藏高速(G6)出城,往北京西北远郊行驶,经由昌赤城路到延庆大庄科乡(图 1)然后返程,经由昌赤路、京藏高速、林萃路等,回到出发地点林业大学北路。移动测定的时间是 2012 年 5 月 10 日 14:16 到 19:21;7 月 24 日 13:25 到 18:30;8 月 24 日 12:08 到 18:05。这 3 天是典型的臭氧污染天气。表 1 中详细介绍了移动监测车具体运行时间、道路类型、名称及代表区域。为了便于控制时间变化对臭氧浓度变化的影响,把移动监测过程依据监测车运行的地段和相应时间分段(表 1)。

在监测车移动监测臭氧浓度的同时,对照点北京城市生态系统研究站的教学植物园监测平台(116°25′39.36″,39°52′22.48″)同步监测臭氧浓度和气象要素,测定频率 60s。每次监测前,都将移动监测车的臭氧分析仪、GPS、对照点臭氧分析仪时间同步。

表 1 监测线路及测定时间
Table 1 Monitoring route and testing time

代表区域 Region	地段 Sites	道路名称 Road name	道路类型 Road type	20120510 时间 20120510 Time	20120724 时间 20120724 Time	20120824 时间 20120824 Time
城市区域 Urban area	I	林业大学北路,清华东路	城市支路	14:16—14:34	13:25—13:55	12:08—13:13
城市区域 Urban area	II	三环路外环	快速路	14:34—16:08	13:56—15:24	13:14—14:47
高速路 Freeway	III	京藏高速(德胜门到十三陵)	高速路	16:09—16:36	15:25—15:53	14:48—15:20
西北山区 North-west mountain area	IV	昌赤路(十三陵到大庄科)	三级公路	16:37—17:45	15:54—17:00	15:21—16:25
西北山区 North-west mountain area	V	昌赤路(大庄科到十三陵)	三级公路	17:46—18:46	17:01—17:59	16:26—17:19
高速路 Freeway	VI	京藏高速(十三陵到上清桥)	高速路	18:47—19:05	18:00—18:18	17:20—17:46
城市区域 Urban area	VII	林萃路、科荟路、林业大学北路	城市支路	19:06—19:21	18:19—18:30	17:47—18:05

1.3 数据处理

用 Origin Pro8 绘制观测期间的温度、湿度、风矢量变化图;用 SPSS13.0 软件,运行 ANOVA 程序,分析不同路段间臭氧浓度的差异显著性,运行 Independent samples T-test 分析对照点和同时间范围内移动监测数据之间差异显著性;用 ArcGIS10.0 软件把监测车轨迹和臭氧浓度相对高低标示在地图上;用 HYSPLIT 模型做气团质点后向轨迹分析,以沙塘沟(116°10′11.35″,40°24′12.78″)、大庄科(116°14′59.23″,40°23′3.23″)、十三陵(116°12′26.82″,40°14′0.10″)为气团后向轨迹的终点,气团运行时间为 6 小时,设置气团高度为 700.00m;用 GrADS 2.1 分析典型臭氧污染情况下的天气形势,气象数据选取 NOAA 数据库 2012 年 5 月 10 日、7 月 24 日、8 月 24 日北京时间下午 16 时的数据。

利用移动监测获取的点位经纬度数据,在 ArcGIS 支持下生成 50m 缓冲区,基于 LandSAT7 卫星遥感数据,计算缓冲区内 NDVI 的平均值,7 月份卫星数据不可用,鉴于植被在生长盛期变化不明显,故用 8 月份的数据替代进行 NDVI 计算。

2 结果与分析

2.1 监测期间的环境因子变化

2.1.1 温度日变化

本研究中,对照点北京教学植物园的最高温度都出现在 14:00 到 15:00 之间,且都大于 30℃,在监测车运行时段平均温度都大于 28.5℃。2012 年 5 月 10 日 12:00—20:00,对照点的平均气温是 29.05℃,最高气温

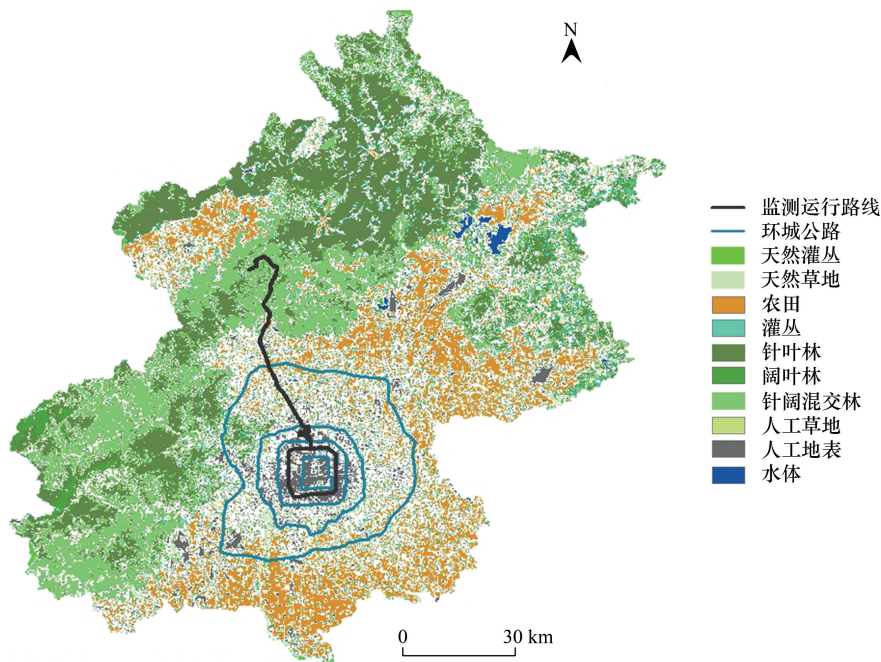


图 1 生态监测车运行路线图
Fig.1 Monitoring route of mobile vehicle

30.35℃,出现在 14:50;7 月 24 日的平均气温是 31.09℃,最高气温 32.47℃,出现在 14:20;8 月 24 日平均气温是 28.52℃,最高气温 30.66℃,出现在 14:40(图 2)。

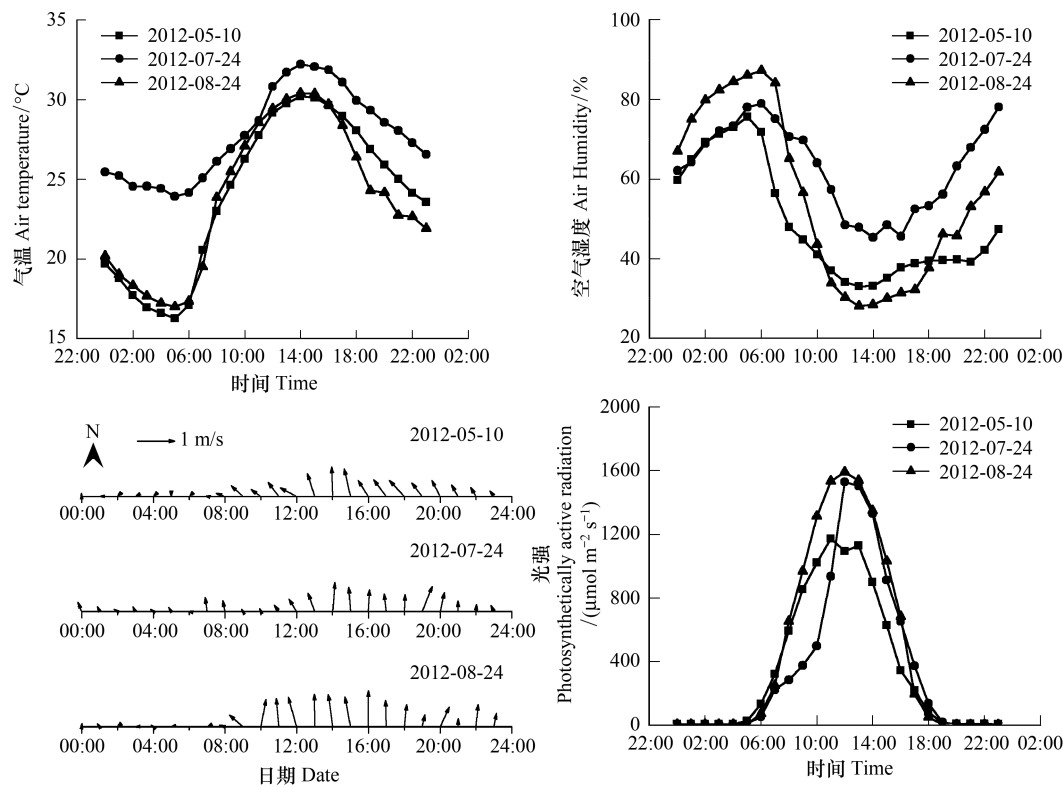


图 2 监测期间环境因子变化
Fig.2 The environmental factors in monitoring days

20120510;2012 年 5 月 10 日,May 10, 2012;20120724;2012 年 7 月 24 日,July 24, 2012;20120824;2012 年 8 月 24 日,August 24, 2012

2.1.2 相对湿度日变化

3 次臭氧典型污染天气监测期间的平均湿度都低于 50%,最低湿度都出现在 14:00—14:30 之间,和最高气温的出现时间段基本重合。2012 年 5 月 10 日 12:00—20:00 对照点的平均湿度是 36.42%,最低是 32.11%,出现在 14:00;7 月 24 日的平均湿度是 49.91%,最低是 43.22%,出现在 14:10;8 月 24 日的平均湿度是 33.32%,最低是 27.08%,出现在 14:20。

2.1.3 风矢量日变化

5 月 10 日的平均风速是 0.52m/s,7 月 24 日是 0.52m/s,8 月 24 日是 0.69m/s。这 3 次典型臭氧污染天气时,晚上几乎是静风状态,10:00 后整体风向为南风。12:00 后平均风速都小于 1.2 m/s(图 2)。2012 年 5 月 10 日 12:00—20:00 对照点风向为西南风,平均风速为 0.97m/s,最大风速 1.72 m/s,出现在 15:10,最小风速 0.42 m/s,出现在 16:50;7 月 24 日 12:00—20:00 的风向为西南和南风,平均风速为 0.93 m/s,最大 1.70 m/s,出现在 14:50,最小 0.39 m/s,出现在 12:20;8 月 24 日风向为南和西南,12:00—20:00 的平均风速为 1.19 m/s,最大为 2.05 m/s,出现在 16:30,最小为 0.38 m/s,出现在 20:00。

2.1.4 光强日变化

5 月 10 日、7 月 24 日、8 月 24 日都是晴天,光强呈现典型的单峰日变化特征,地表接受的光合有效辐射分别是 30.93mol/m².d、31.95mol/m².d、40.35mol/m².d。

2.1.5 臭氧浓度日变化

臭氧浓度的日变化特征整体表现为“S”型,从零时起浓度保持低水平或者平缓下降,甚至在夜间可以回到 0.00μg/m³。但是,从 7:00 开始臭氧浓度开始快速上升。在 5 月 10 日,于 16:00 达到一天中的最高峰 280.18 μg/m³,然后开始下降;7 月 14 日,13:00 到达了较高水平,高峰从 13:00 持续到 17:00,约 200.00—210.00μg/m³;8 月 24 日,12:00 达到较高水平,高峰从 12:00 持续到 17:00 然后开始下降,约 190.00—205.00μg/m³。高浓度的臭氧甚至可以持续到晚上 21:00 以后。

2.2 臭氧浓度和气象因子的关系

本研究中,相关分析(Pearson Correlation)表明,臭氧浓度在典型污染天气和空气温度成显著正相关,和空气湿度成显著负相关,和光强成显著正相关。

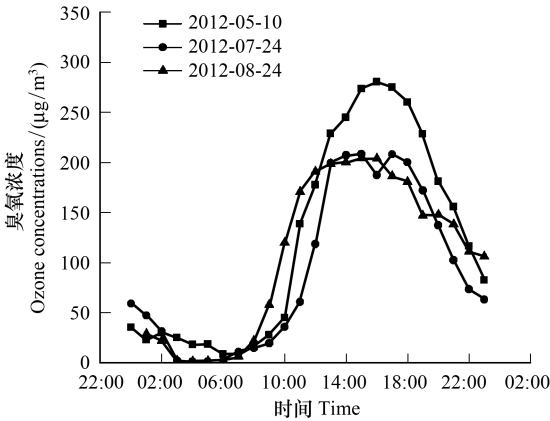


图 3 典型臭氧污染天气臭氧浓度日变化过程
Fig.3 The diurnal change of ozone concentrations in typical pollution days

表 2 臭氧浓度和气象因子的关系

Table 2 The relationship between ozone concentrations and meteorological factors

	臭氧浓度 Ozone concentrations	温度 Air temperature	湿度 Air humidity	光强 Photosynthetic active radiation
臭氧浓度 Ozone concentrations	1	0.754 **	-0.802 **	0.404 **
温度 Air temperature		1	-0.697 **	0.598 **
湿度 Air Humidity			1	0.594 **
光强 Photosynthetic active radiation				1

* * 极显著 Significant($P<0.0001$)

2.3 典型污染期间地表臭氧浓度城市郊区梯度特征

整体平均而言,北京西北山区植被覆盖良好区域的臭氧浓度高于北京城区和北京西北部山前的平原区域。在选择固定监测线路上,从十三陵往西北山区方向,沿昌赤路,到延庆大庄科乡,山区道路上监测到的臭氧浓度明显高于在京藏高速和北京城区三环主路的监测值(图 4)。在 3 次监测过程中有一个共同现象,十

三陵是地表臭氧浓度的分界点。从十三陵开始,往植被茂密的山区方向臭氧浓度陡然升高,黄色变成红色(图4),并保持在高水平。返程时往城区方向,车辆驶出十三陵区域后臭氧浓度显著降低(图4),红色变成黄色。西北山区(Ⅳ、Ⅴ)臭氧浓度约是高速公路上(Ⅲ、Ⅵ)的2.28到3.33倍,是平原城市区域平均水平约2.00倍。

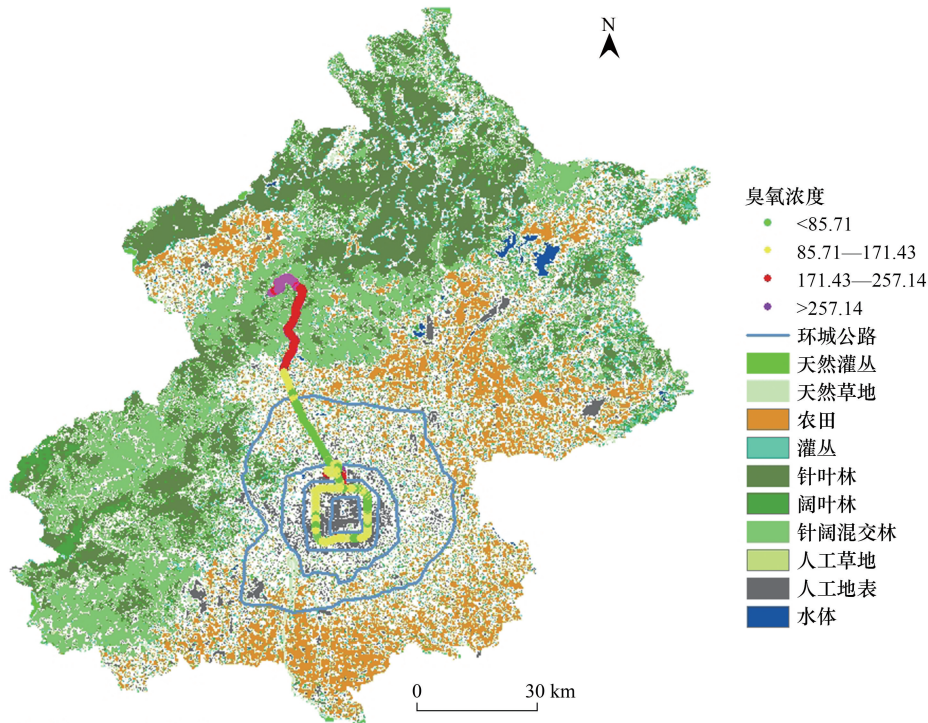


图4 北京城市和郊区地表臭氧浓度连续变化特征

Fig.4 Surface ozone concentrations gradient between urban and rural region of Beijing

2.4 不同时间段,城市和郊区不同地点臭氧浓度的差别

在三次移动监测中(表3,图5),西北山区相邻约两个小时内监测到的两组数值(Ⅳ、Ⅴ)差别不显著($P < 0.001$),平均为 $254.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$,但显著高于北京城区监测到的臭氧浓度 $127.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($P < 0.001$)。西北山区移动监测到的平均值是城区平均值的2.00倍,最大值是城区监测到的最小值的11.14倍。西北山区的臭氧浓度平均是城区支路(Ⅰ)的1.41—1.76倍,是城区交通主干道(Ⅱ)的2.09倍,是高速路(Ⅲ)的2.29—3.32倍。

在移动监测中,除了西北山区(Ⅳ、Ⅴ)的臭氧浓度外,对照点在Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅵ、Ⅶ等各地段测得的臭氧浓度均值都显著高于($P < 0.001$)各时段在不同路段监测的臭氧浓度(表3)。西北山区臭氧和对照点浓度差别最小,是城区对照点的1.11倍。考虑到对照点,臭氧浓度从高到低的排序是:西北山区(Ⅳ、Ⅴ) > 对照点(教学植物园) > 城市支路(Ⅰ、Ⅶ) > 城市快速路和高速路(Ⅱ、Ⅲ、Ⅵ)。尽管如此,值得注意的是监测过程中发现,监测车靠近道旁树时监测到臭氧高值,没有道旁树的路段臭氧明显降低。此外发现,城市支路上臭氧浓度也有高于对照点的情况,对照点浓度也有高于山区臭氧的情况(图5)。

同一类型监测地段,臭氧浓度随时间变化。城市支路(Ⅰ)12:08—13:55时间段监测到的臭氧浓度平均为 $181.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$,显著高于(Ⅶ)17:47—19:21时间段监测到的臭氧浓度 $144.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。高速公路上(Ⅲ)14:48—16:36时间段监测到的臭氧浓度 $111.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$,显著高于(Ⅵ)17:20—19:05时间段监测到的值。这种现象符合臭氧从日间到黑夜浓度逐渐降低的日变化规律。

相近时间段内,城市快速路和高速路臭氧浓度差别不显著。13:14—16:08时间段在城市快速路三环上(Ⅱ)测得的城市平均臭氧浓度 $121.99 \mu\text{g}/\text{m}^3$,和14:48—16:36时间段在京藏高速公路出京方向(Ⅲ)测得的

平均臭氧浓度 $111.13\mu\text{g}/\text{m}^3$ 差异不显著 ($P<0.001$)。

表 3 北京城市和郊区不同地段监测到的地表臭氧浓度

Table 3 The ground-level ozone concentrations in urban and rural area of Beijing in different sites							
地段 Region	样本数 Sample numbers	平均值 Mean values	标准差 Standard deviation	对照点样本数 Control sample numbers	对照点平均值 Mean values of control	对照点标准差 Standard deviation of control	移动/对照 Mobile/Control
I	62	181.06	49.75	43	226.82	20.21	0.80
II	282	121.99	35.86	209	234.64	33.47	0.52
III	89	111.13	39.80	64	240.75	38.23	0.46
IV	196	253.90	47.69	148	228.31	44.00	1.11
V	172	255.46	43.80	130	230.18	28.79	1.11
VI	63	76.60	32.09	44	215.41	25.80	0.36
VII	46	144.61	43.47	32	205.76	20.96	0.70

臭氧浓度的单位是 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

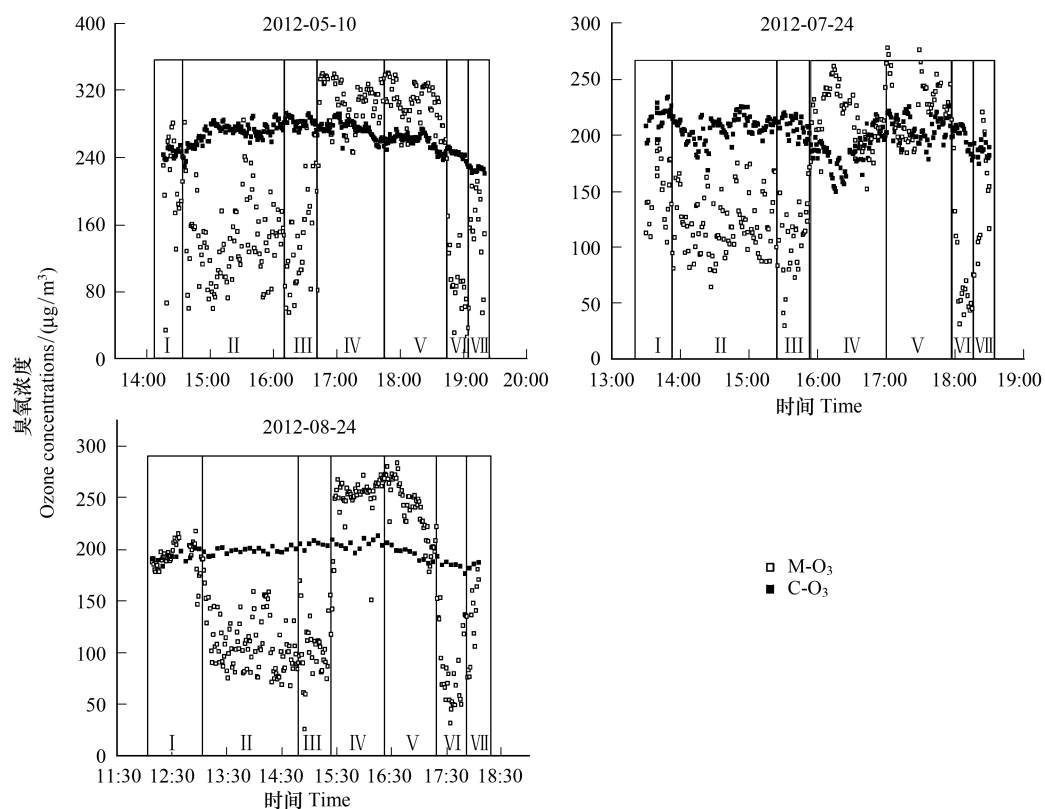


图 5 移动监测和对照点臭氧浓度值

Fig.5 The ozone concentrations monitored using mobile vehicle contrast to control point

M-O3:移动监测车测得臭氧浓度;C-O3:对照点北京教学植物园同时间测得臭氧浓度

2.5 臭氧浓度和植被的关系

研究发现,臭氧浓度和监测点周围 50 米范围内的 NDVI 呈显著正相关关系,随着 NDVI 的增大,监测到的臭氧浓度呈现出 Logistic 增长(图 6)。当监测车途经区域的植被 NDVI 指数较大,植物茂密时,监测到高浓度臭氧概率较大。对照点教学植物园的臭氧浓度和 NDVI 的关系同样能够通过 Logistic 方程得到较好拟合(图 6)。

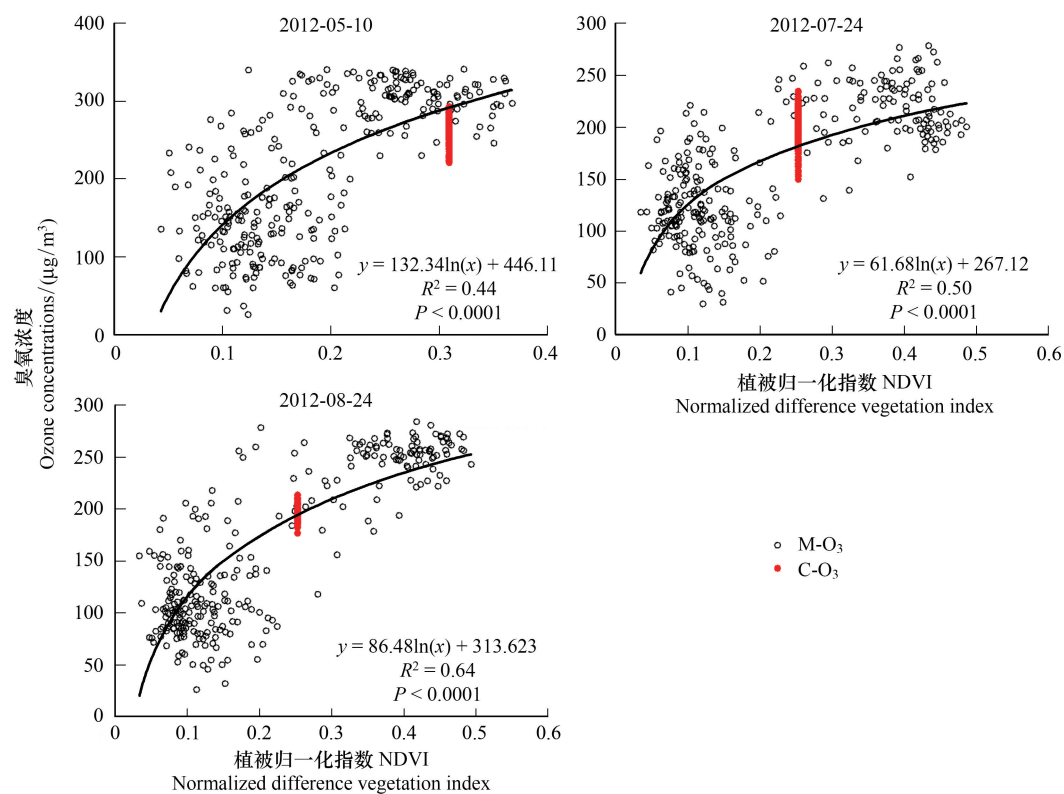


图 6 监测到的臭氧浓度和采样点周围植被归一化指数 (NDVI) 的关系

Fig.6 The relationship between ozone concentrations and NDVI around monitoring sites

2.6 城乡臭氧浓度空间变异及对照点时间变异

从北京城区到西北远郊,山区地表臭氧浓度的空间变异系数最小,高速公路、城市快速路、支路空间变异较大(表 4)。不同时段对应路段监测的臭氧浓度的空间变异系数都明显大于同时间段对照点的时间变异系数(表 4)。在 3 次监测中,城市与区域监测的所有臭氧浓度的空间变异系数平均为 0.41,监测期间对照点臭氧浓度时间变异系数为 0.06,说明监测到的臭氧浓度地点间的差异主要是由于空间不同造成,时间变化不是引起地点间差异的主要原因。

表 4 移动监测臭氧浓度空间变异系数和同时间范围对照点臭氧浓度时间变异系数

Table 4 The coefficients of spatial variation of ozone monitored using mobile vehicle and the coefficients of variation in control point at the same time

区域 Region	地段 Sites	5 月 10 日 May 10th	7 月 24 日 July 24th	8 月 24 日 August 24th	平均 Mean	5 月 10 日 对照 Control of May 10th	7 月 24 日 对照 Control of July 24th	8 月 24 日 对照 Control of August 24th	对照平均 Mean of control
城区 Urban region	I	0.32	0.29	0.12	0.24	0.03	0.06	0.02	0.04
城区 Urban region	II	0.33	0.21	0.23	0.26	0.04	0.05	0.01	0.03
高速路 Free way	III	0.39	0.28	0.27	0.31	0.02	0.04	0.01	0.02
西北山区 North-west mountain region	IV	0.14	0.12	0.07	0.11	0.03	0.09	0.02	0.05
西北山区 North-west mountain region	V	0.10	0.11	0.11	0.11	0.03	0.05	0.03	0.04
高速路 Free way	VI	0.40	0.40	0.43	0.41	0.02	0.05	0.02	0.03
城区 Urban region	VII	0.34	0.26	0.37	0.32	0.01	0.04	0.02	0.02
全部		0.44	0.37	0.43	0.41	0.06	0.08	0.04	0.06

西北山区的空间变异最小,约为 0.11;城市支路的空间变异系数为 0.24—0.32;高速路为 0.31—0.41;城市快速路为 0.26。

2.7 典型污染期间郊区臭氧后向轨迹分析及天气形势

在 5 月 10 日,7 月 24 日,8 月 24 日的 3 次典型污染天气时,从 16 时开始,700m 海拔高度上 6 小时气团后向轨迹结果表明,西北部山区的气团来至北京城区方向(图 7)。5 月 10 日和 7 月 24 日的气团主要来至北京城区,8 月 24 日的气团来至城区西部,沿太行山东麓向北迁移。

在 2012 年 5 月 10 日典型臭氧污染天气发生时,天气形势为大范围均压场(图 7),北京大部分位于均压场内;7 月 24 日和 8 月 24 日典型臭氧污染发生时,北京城市与区域位于高压后部,低压前部,由弱高压控制(图 7)。

3 讨论

3.1 臭氧污染的气象原因

温度、湿度、光照共同影响臭氧的生成和转化。我们研究发现,臭氧浓度和温度正相关,相关系数 0.75。严茹莎等^[10]研究发现,臭氧浓度和温度显著正相关,相关系数达到 0.74。研究结论基本一致。同时,我们发现臭氧浓度和空气湿度显著负相关,相关系数 0.80,这和程念亮等^[7]的发现相似。本研究中臭氧浓度和光强呈现显著正相关,相关系数为 0.40。

尽管有研究认为臭氧浓度和风速正相关^[7],但更多证据支持适宜的风速($\leq 3.00\text{m/s}$)是造成近地层臭氧浓度高的必要条件。在风速较低的情况下,大气层结构稳定,上下混合均匀,臭氧浓度垂直廓线较平稳^[18]。本研究中,3 次典型污染天气当天 12 时到 20 时,地表监测到的都为平均风速低于 1.20m/s 的南风(图 2)。5 月 10 日的气流方向为东南向,7 月 24 日的为南向气流,8 月 24 日的为西南向气流(图 7)。低于 1.2m/s 的弱南风是三次典型臭氧污染天气的共同气象条件。

本研究中,5 月 10 日天气形势为均压场控制,7 月 24 日和 8 月 24 日为高压后部,低压前部。研究认为,北京处于低压前部控制时,边界层稳定^[10]本地排放的污染物不容易扩散,高温低湿的气象条件有利于本地臭氧的生成^[7,9]。程念亮等^[7]研究发现臭氧超标日地面气压形势场高压类、低压类、均压类等各占 16%,36%,48%,以均压、低压前部、弱高压为主。本研究选择的天气型和前人研究比较一致,都是典型污染天气形势。不同的是,本研究发现均在均压场控制情况下,北京城市与区域的整体臭氧污染水平相对更高(图 5、图 7)。原因可能是在均压控制下,大气层结更稳定,风速较低,不利于各种污染物的扩散,空气湿度小,温度高,光化学反应剧烈,造成城市与区域整体臭氧浓度偏高。

3.2 北京城市与区域臭氧空间分布特征

研究表明位于北京周边平谷、密云、昌平、延庆、房山南部、通州东南部周边区县的臭氧浓度高于城区的臭氧浓度,北京周边对照点臭氧浓度高于郊区,郊区高于城区,城区高于交通污染监测点^[12]。本研究发现,在西北远郊山区森林区域的臭氧浓度从十三陵开始臭氧浓度陡然升高,从高到低的顺序依次是西北山区(Ⅳ、Ⅴ)>对照点教学植物园>城市支路(Ⅰ、Ⅶ)>城市快速路和高速路(Ⅱ、Ⅲ、Ⅵ)。从平均水平而言,山区大于城区,城区大于交通沿线,这和人研究比较一致。不同的是,我们发现城市与区域臭氧空间变化比较复杂,在不同地点间存在较大变异。在城市支路上臭氧浓度也有高于对照点的情况,对照点浓度也有高于山区臭氧的情况(图 5)。

以前的研究发现北京西部和北部山区的臭氧平均浓度高于平原地区;在平原地区,公园中的臭氧浓度高于道旁绿化带^[15],十三陵的定陵处臭氧浓度高于北京城区的平均臭氧浓度,是北京城区的 1.01 到 1.56 倍^[2]。但点位监测的方法不能发现大范围内臭氧空间变化的特征。我们用移动监测的办法发现西北山区的平均值是城区平均值的 2.00 倍,是城区对照点北京教学植物园的 1.10 倍,山区最大值是城区监测到的最小值的 11.14 倍。此外,发现进入西北植被茂密区后臭氧浓度陡然升高到平原区域约 2.00 倍并在山区保持在高位的现

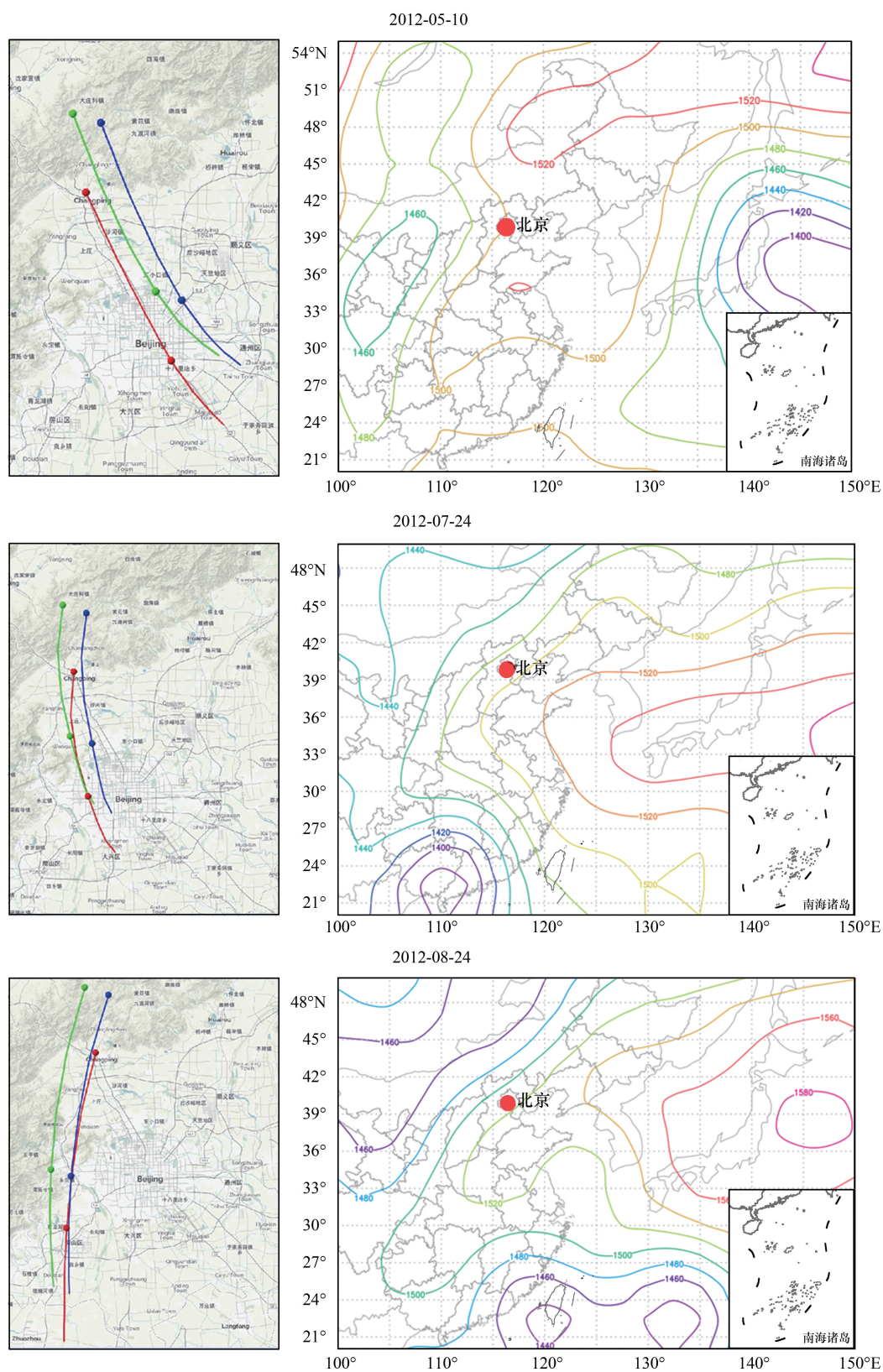


图7 典型臭氧污染天气时的气团后向轨迹和天气形势图

Fig.7 The synoptic types and backward trajectories in typical ozone pollution weather

图中每条轨迹上的点是后向3小时气团质点所在位置

象,这是前人用传统固定点位监测无法发现的科学现象,其机制值得深入研究。

3.3 远程输送对臭氧污染的影响

很多科学家都发现了远程输送对臭氧污染的影响。苏福庆等^[19]将影响北京外来污染物输入的风带分为 3 种类型,即东风带、西南风带及东南风带输送通道。认为 3 个输送风带的输入,山前输送汇系统对大范围污染物的汇聚,是造成北京外来污染物输入的主要原因。唐贵谦等认为复合气流易将河北、天津乃至山东、山西等地的污染物传输到北京,加之西部和北部山体的阻挡极易造成污染物的积累^[14]。王占山等观测到了一次西南风作用下的明显的臭氧输送过程,榆堡、丰台花园、奥体中心、怀柔监测站臭氧峰值出现的时间从南到北滞后^[12]。徐敬等^[11]研究发现北京地区受西南气流影响时,会导致下风向的北部山区出现极高的臭氧浓度。安俊琳等^[9]研究表明北京盛行东南、偏南和偏西气流时,容易造成高臭氧浓度。本研究中,5 月 10 日典型臭氧污染天气时,发生了均压场控制下的东南向弱气流,气团从东南向西北输送(图 7);7 月 24 日和 8 月 24 日天气形势是高压后部,低压前部控制下的南向弱气流。输送通道和前人的研究基本相一致,即发生典型臭氧污染时,均伴随着南向弱气流,气流沿西山前从南向北输送(图 7),但没有发现东风带输入气流。然而,即便存在西南风和东南风输送,本研究中后向轨迹分析表明,监测到的高浓度臭氧可能不是当天远程输送而来。按照后向运动轨迹,16:00 时到 19:00 时西部山区的气团质点来源于城区上空 10:00 时到 13:00 时(图 7)。以城区臭氧相对较高的对照点为例,该时间段内城市臭氧浓度还没有达到一天中最高程度(图 3),且低于西北山区监测到的平均值。即便城市中臭氧浓度达到了一天中的最高值,其仍然比郊区监测到的平均值低(图 5)。所以,本研究中监测到的高浓度臭氧可能不是从城区输送来的。

但是,北京对西北远郊森林区域确实有物质输送(图 7)。城市地区的气团在向下风向传输的过程中经过“老化”可导致下风向的臭氧浓度水平高于市区^[20]。城市道路和生产生活排放的臭氧前体物 NO_x 和 VOCs 远程运动到北京北部山区,在温度较高,湿度较小的气象条件下,可能因为森林植物排放的 VOCs 的参与^[21],光化学反应产生臭氧并大量富集在该区域。此外,由于远郊相对缺乏 NO 污染物,臭氧消耗较少,加上地形的影响可能存在累及效应。

3.4 高浓度臭氧和植被的可能关系

我们通过移动中多点连续观测发现北京西北山区地表臭氧浓度平均值高且空间变异小,而城区臭氧浓度平均值相比西北山区小且空间变异比较大。尽管西北山区平均臭氧水平高于北京城区,但也观测到了城区教学植物园臭氧浓度高于西北山区的情况,特别是在城市支路上距离道旁树比较近的地方也观测到了臭氧浓度高值(图 5)。前人的观测多基于单位时间平均值,这种统计方法的好处是便于宏观展现格局和过程,弊端是对发生在植物空气界面附近的生理生化以及光化学过程监测不到。比如,尽管从平均情况看道旁绿化带的臭氧浓度低于公园^[15],但是,在距离道旁绿化带近的地方,确实观测到了多组高于公园的值(图 5)。

本研究中,除了西北森林区域外,在对照点教学植物园和城市道路支线等植物茂密区域也监测到了臭氧高值,在一定时间范围内,臭氧浓度和植被 NDVI 指数呈现正相关,臭氧浓度随 NDVI 指数 Logistic 增长。这一结果证明了在植被覆盖良好的区域臭氧浓度高^[12]。植物排放的 BVOCs 在大气光化学反应中发挥重要作用可能是植被良好地区臭氧浓度高的原因^[22]。Trainer 等^[21]认为大气污染 80% 来自植物释放的碳氢化合物。事实上,在美国亚特兰大地区,政府用 10 年的时间控制了人为污染物排放后,大气环境质量并没有明显改善,原因是大量松树(主要释放单萜烯)和橡树(主要释放异戊二烯)是 BVOCs 的主要来源,在合适的光照和湿度下,它们与人为排放的 NO_x 共同作用产生了臭氧,从而大大增加城市发生光化学烟雾,最终导致控制臭氧水平失败^[22]。本研究中,西北山区植被覆盖率达到 95% 以上,远郊森林区域有 473 种植物,他们放出大量的 BVOCs ^[23];对照点北京教学植物园,景观以植被为主,距离南部二环主路约 200 m,在南风的作用下(图 2),道路上机动车排放的 NO_x 和 VOCs 进入教学植物园。 NO_2 光解导致 O_3 的生成,植物排放的 BVOCs 氧化生成活性自由基,尤其是 $\text{HO}_2 \cdot$ 、 $\text{RO}_2 \cdot$ 等, $\text{HO}_2 \cdot$ 、 $\text{RO}_2 \cdot$ 引起 NO 向 NO_2 转化,一方面提供了生成 O_3 的 NO_2 源,更重要的是破坏 NO_2 - NO - O_3 的光解循环,使臭氧累积^[24],这可能是对照点臭氧浓度高的原因之一。在北京城

市道路的支路上有长势良好的树木白蜡和国槐,可能参与了臭氧生成的光化学反应过程,造成植物附近臭氧浓度高。植物源 VOCs、化石源 VOCs、NO_x 等在植物参与下,在植物空气界面进行的生理学和光化学反应和臭氧生成过程的关系,需要加强模拟和观测研究。

3.5 臭氧浓度空间变异的可能原因

本研究中地表臭氧在城乡地表的平均变异系数约为 0.41,在山区平均为 0.11,在高速路上为 0.36,在城市支路上平均为 0.27。道路交通状况和道旁植被多寡可能会影响臭氧生成和消耗过程而影响空间变异。车辆排放出 NO 和 VOCs,道路等级越高,车流量越大,还原性气体越多,越容易造成臭氧消耗,城市中臭氧晚上甚至可以消耗完(图 3);另一方面,道路等级越低,监测车离行道树越近,缓冲范围内植被 NDVI 越高,越容易监测到高浓度臭氧。可能是因为植物排放的异戊二烯或萜烯类 VOCs 在光作用下参与了臭氧生成,促使更多的 NO₂ 释放出带电氧原子,带电氧原子和氧分子生成臭氧^[24]。

地表景观均匀度和过程差异可能会影响臭氧的空间格局。山区植被茂密,地表特征相对均匀,车辆稀少,臭氧的生成和消耗空间差别不大。但是,高速路、城市道路经过的区域,车流变化大,建筑高度和分布各异,扩散条件差别大,道旁植被格局及距离车道远近不同,这些都可能对臭氧的生成和迁移转化产生影响。城市不同景观和干扰对臭氧的积累耗散,迁移转化需要更多研究加以证明。

4 结论

(1) 臭氧浓度和监测路线周边植被 NDVI 指数正相关,随其 Logistic 增长。地表臭氧浓度在山区植被茂密地区陡然升高到平原城市区域的约 2.00 倍且在山区保持此高水平,界限明显。但在城区道旁树或公园绿地也监测到了高浓度臭氧,其比远郊植被茂密地区的臭氧略低。空间上,北京臭氧浓度从高到低的顺序是西北山区(Ⅳ、Ⅴ)>对照点教学植物园(城区)>城市支路(Ⅰ、Ⅶ)>城市快速路和高速路(Ⅱ、Ⅲ、Ⅵ)。

(2) 山区地表臭氧浓度的空间变异系数最小,为 0.11;高速公路最大,为 0.31–0.41;城市快速路约为 0.26,城市支路空间变异较大 0.24–0.32。

(3) 夏季大范围均压场、高压后部、低压前部等稳定天气型易造成及南向弱气流,能够把空气污染物输送到西北远郊,但本研究中监测到的西北山区高浓度臭氧并非当天从城区输送而来。城市与区域产生的臭氧前体物输送到西北山区与植被共同作用可能是北京西北部山区夏季典型天气臭氧浓度高的原因之一。

参考文献(References):

- [1] Vingarzan R. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(21): 3431–3442.
- [2] 程念亮,李云婷,张大伟,陈添,魏强,孙彤卉,王步英,富佳明,何乐为,程兵芬,皮帅,马立光,崔继宪,孟凡. 2004—2015 年北京市清洁点臭氧浓度变化特征. *环境科学*, 2016, 37(8): 2847–2854.
- [3] 邵敏,董东. 我国大气挥发性有机物污染与控制. *环境保护*, 2013, 41(5): 25–28.
- [4] 马志强,王跃思,张小玲,徐敬. 北京城区与下游地区臭氧对比研究. *环境科学*, 2011, 32(4): 924–929.
- [5] 王自发,李丽娜,吴其重,高超,李昕. 区域输送对北京夏季臭氧浓度影响的数值模拟研究. *自然杂志*, 2008, 30(4): 194–198.
- [6] Tang G, Li X, Wang Y, Xin J, Ren X. Surface ozone trend details and interpretations in Beijing, 2001–2006. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2009, 9(22): 8813–8823.
- [7] 程念亮,李云婷,张大伟,陈添,王欣,郇宁,陈晨,孟凡. 2014 年北京市城区臭氧超标日浓度特征及与气象条件的关系. *环境科学*, 2016, 37(6): 2041–2051.
- [8] Xu J, Ma J Z, Zhang X L, Xu X B, Xu F X, Lin W L, Wang Y, Meng W, Ma Z Q. Measurements of ozone and its precursors in Beijing during summertime: impact of urban plumes on ozone pollution in downwind rural areas. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(23): 12241–12252.
- [9] 安俊琳,王跃思,孙扬. 气象因素对北京臭氧的影响. *生态环境学报*, 2009, 18(3): 944–951.
- [10] 严茹莎,陈敏东,高庆先,刘婷,胡顺星,高文康. 北京夏季典型臭氧污染分布特征及影响因素. *环境科学研究*, 2013, 26(1): 43–49.
- [11] 徐敬,张小玲,赵秀娟,徐晓峰,孟伟. 夏季局地环流对北京下风向地区 O₃ 输送的影响. *中国环境科学*, 2009, 29(11): 1140–1146.
- [12] 王占山,李云婷,陈添,张大伟,孙峰,孙瑞雯,董欣,孙乃迪,潘丽波. 北京市臭氧的时空分布特征. *环境科学*, 2014, 35(12):

4446-4453.

- [13] 陈鹏飞, 张蕾, 权建农, 高扬, 黄梦宇. 北京地区臭氧时空分布特征的飞机探测研究. 环境科学, 2012, 33(12): 4141-4150.
- [14] 唐贵谦, 李昕, 王效科, 辛金元, 胡波, 王莉莉, 任玉芬, 王跃思. 天气型对北京地区近地面臭氧的影响. 环境科学, 2010, 31(3): 573-578.
- [15] 张红星, 孙旭, 姚余辉, 万五星, 肖扬, 孙滨峰, Manning W J, 韩春萌, 郜世奇, 高付元, 徐卫华, 冯兆忠, 欧阳志云, 王效科. 北京夏季地表臭氧污染分布特征及其对植物的伤害效应. 生态学报, 2014, 34(16): 4756-4765.
- [16] 黄爱葵, 李楠. 植物源挥发性有机物的生态意义. 亚热带植物科学, 2011, 40(3): 81-86.
- [17] So-Young Kim, Xiaoyan Jiang, Meehye Lee, Andrew Turnipseed, Alex Guenther, Jong-Choon Kim, Suk-Jo Lee, Saewung Kim. Impact of biogenic volatile organic compounds on ozone production at the Taehwa Research Forest near Seoul, South Korea. Atmospheric Environment, 2013, 70: 447-453
- [18] Zwoździak J, Zwoździak A, Sówka I, Ernst K, Stacewicz T, Szymański A, Chudzyński S, Czyżewski A, Skubiszak W, Stelmasczyk K. Some results on the ozone vertical distribution in atmospheric boundary layer from LIDAR and surface measurements over the Kamienczyk Valley, Poland. Atmospheric Research, 2001, 58(1): 55-70.
- [19] 苏福庆, 高庆先, 张志刚, 任阵海, 杨新兴. 北京边界层外来污染物输送通道. 环境科学研究, 2004, 17(1): 26-29, 40-40.
- [20] Meng Z Y, Xu X B, Yan P, Ding G A, Tang J, Lin W L, Xu X D, Wang S F. Characteristics of trace gaseous pollutants at a regional background station in northern China. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 2008, 8(3): 9405-9433.
- [21] Trainer M, William E J, Parrish D D, BuhrM P, Allwine E J, Westberg H H, Fehsenfeld F C, Liu S C. Models and observations of the impact of natural hydrocarbons on rural ozone. Nature, 1987, 329(6141): 705-707.
- [22] Chameides W L, Lindsay R W, Richardson J, Kiang C S. The role of Biogenic Hydrocarbons in Urban Photochemical Smog: Atlanta as a case study. Science, 1988, 241(4872): 1473-1475.
- [23] 谢扬颺, 邵敏, 陆思华, 刘莹. 北京市园林绿地植被挥发性有机物排放的估算. 中国环境科学, 2007, 27(4): 498-502.
- [24] 贾龙, 葛茂发, 徐永福, 杜林, 庄国顺, 王殿勋. 大气臭氧化学研究进展. 化学进展, 2006, 18(11): 1565-1574.