张 欢,石 辉,王会霞,等.植物源挥发性有机化合物的排放特征及其对臭氧浓度的贡献 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5410-5421.
Zhang H, Shi H,Wang H X, et al. Emission characteristics of biogenic volatile organic compounds and their contribution to ozone concentrations [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5410-5421.

植物源挥发性有机化合物的排放特征及其对臭氧浓度的贡献

张 欢[1],石 辉[1,2*],王会霞[1],陈立军[3] (1.西安建筑科技大学环境与市政工程学院,陕西 西安 710055；2.西安建筑科技大学交叉创新研究院,陕西 西安 710055；3.渭南市桥山生态环境保护中心,陕西 渭南 714000)

摘要: 植物源挥发性有机化合物(BVOCs)是形成臭氧(O_3)的重要前驱物质,合理认识 BVOCs 对臭氧污染的贡献,对区域空气质量及环境管理具有重要意义,因此,本研究基于 MEGANv3.2 和 CMAQ 模型,结合 WRF 模拟气象场及 MODIS 叶面积指数(LAI)数据,估算了 2023 年陕西省域的 BVOCs 排放强度以及其对臭氧浓度的贡献.结果表明:WRF 模拟的气温趋势和辐射精度满足区域气象输入需求,风速和湿度的可靠性尚需提升;CMAQ 模拟的臭氧浓度与实测值具有显著相关性,但整体浓度偏低,经回归关系得到的修正系数 1.15 修正后与实测结果吻合.全省总 BVOCs 的平均排放强度为 3.37t/(km^2·a),高值区主要分布于陕南秦巴山区(5.77t/(km^2·a))及延安市桥山和黄龙山(4.74t/(km^2·a))等森林覆盖度高的天然林分布区;低值区主要位于榆林区域的草原地带(0.46t/(km^2·a))、延安北部的森林草原过渡区域(0.97t/(km^2·a))及关中盆地区域(2.21t/(km^2·a)).BVOCs 的排放强度具有明显的月变化和日变化特征.在年内 7 月份达到最高为 0.99t/km^2;在日内午时 14:00 达到最高为 98.65kg/km^2.异戊二烯(ISOP)、单萜烯(TERP)和倍半萜烯(SESQ)是 BVOCs 的主要组分,分别占 37.39%、28.49%和 3.56%;其变化趋势与 BVOCs 相似.乔木和灌木是 BVOCs 的主要来源,分别贡献了 51%和 35%.7 月 BVOCs 对陕西省域月均最大 8h 臭氧浓度的平均贡献率为 9.9%,其中,异戊二烯和单萜烯分别占 BVOCs 贡献的 60.5%和 14.8%;10 月 BVOCs 对月均最大 8h 臭氧浓度的平均贡献率降至 3.1%.

关键词: 植物源挥发性有机化合物；臭氧；MEGAN 模型；CMAQ 模型；陕西
中图分类号: X511 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)10-5410-12

Emission characteristics of biogenic volatile organic compounds and their contribution to ozone concentrations. ZHANG Huan[1], SHI Hui[1,2*],WANG Hui-xia[1], CHEN Li-jun[3] (1.School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China；2.Institute for Interdisciplinary and Innovate Research, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China；3.Qiaoshan Ecological and Environmental Protection Center, Weinan 714000, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5410~5421

Abstract: Biogenic volatile organic compounds (BVOCs) are important precursors of ozone (O_3) formation. A rational understanding of the contribution of BVOCs to O_3 pollution is highly significant for regional air quality and environmental management. This study estimated the BVOCs emission intensity and their contribution to O_3 concentration in Shaanxi Province in 2023 based on the MEGANv3.2 and CMAQ models, combined with WRF-simulated meteorological fields and MODIS leaf area index (LAI) data. The results showed that: The WRF model accurately simulated temperature trends and radiation, meeting the requirements for regional meteorological input; but the reliability of wind speed and humidity simulations requires further improvement. The CMAQ-simulated O_3 concentrations exhibited a significant correlation with measured values, though the overall concentrations were underestimated. After applying a regression-derived correction factor of 1.15, the simulated results aligned well with observations. The average BVOCs emission intensity across the province was 3.37t/(km^2·a). High-emission areas were primarily distributed in the Qinba Mountains of southern Shaanxi (5.77t/(km^2·a)) and the Qiaoshan and Huanglongshan areas of Yan'an (4.74t/(km^2·a)), both of which are regions with high natural forest coverage. Low-emission areas were mainly located in the grassland regions of Yulin (0.46t/(km^2·a)), the forest-steppe transition zone in northern Yan'an (0.97t/(km^2·a)), and the Guanzhong Basin (2.21t/(km^2·a)). BVOC emissions exhibited distinct monthly and diurnal variations, peaking in July (0.99t/km^2) annually and at 14:00 (local time) daily with a maximum value of 98.65kg/km^2. Isoprene (ISOP), monoterpenes (TERP), and sesquiterpenes (SESQ) were the main BVOC components, accounting for 37.39%, 28.49%, and 3.56%, respectively, with variation trends similar to total BVOCs. Trees and shrubs were the dominant sources, contributing 51% and 35%, respectively. In July, BVOCs contributed an average of 9.9% to

收稿日期: 2025-01-06
基金项目: 陕西省环境介质痕量污染物监测预警重点实验室项目(SHJKFJJ202314);陕西省自然科学基础研究计划项目(2023-JC-YB-172);西安建筑科技大学前沿交叉领域培育专项(X20220071)
* 责任作者, 教授, Shihui@xauat.edu.cn

the monthly mean maximum 8-hour O_3 concentration in Shaanxi Province, with ISOP and TERP accounting for 60.5% and 14.8% of this contribution, respectively. In October, the average contribution of BVOCs to the monthly mean maximum 8-hour ozone concentration decreased to 3.1%.

Key words：biogenic volatile organic compounds (BVOCs)；ozone (O_3)；MEGAN；CMAQ；Shaanxi province

随着我国大气污染防治行动的持续开展,空气中的 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 NO_2 浓度稳步下降;然而空气中臭氧污染成为新的环境问题.挥发性有机物(VOCs)作为臭氧形成的重要前驱物质被广泛的关注,研究其变化对于防治臭氧污染具有重要的意义.

VOCs 可分为人为源 VOCs(AVOCs)和植物源 VOCs(BVOCs)[1].BVOCs 是指植物器官(叶、花、果实等)通过次生代谢途径合成的低沸点、挥发性强的不同种类碳氢化合物总称[2-3].我国不断加强对 VOCs 污染的防治与管控,实施了严格的减排措施,以减少 AVOC 的排放.据估算,2019 年人为 VOCs 排放量较 2011 年下降约 22.4%,但臭氧浓度仍在增加,这可能是受到了 BVOCs 的影响,BVOCs 排放量约占总 VOCs 排放总量的 63%[4].臭氧污染经常表现出的大尺度性,相应 BVOCs 的排放量经常采用不同空间尺度上的生物模型来估算.大量研究利用 MEGAN、GloBEIS 等模型对我国不同区域 BVOCs 排放进行了模拟,发现 BVOCs 排放强度与植被分布密切相关,高排放值区域集中在城镇化程度低和林区较密集的区域,如大小兴安岭、长白山脉和秦岭大巴山脉等[5-8].以京津冀、黄河流域、珠三角和长三角等典型区域为例,2018 年京津冀区域 BVOCs 总排放量为 734.6Gg/a 和 777.3Gg/a,夏季 BVOCs 对臭氧的贡献超过 10%,其中杨树和栎树等落叶树种是主要贡献者[9].在黄河流域,四川、河南和陕西的 BVOCs 年排放量分别为 1.28, 1.04 和 0.96Tg, BVOCs 排放显著提高了黄河流域的臭氧浓度,尤其在陕西南部、四川东部和青海北部等地区[10].在珠江三角洲某些地区,BVOCs 排放对臭氧生成的最大贡献为 $21\sim27\times10^{-9}$[11].在长三角地区,植物源排放对臭氧的贡献为 13.0%~17.1%[12].进一步分析发现, BVOCs 排放可导致长三角地区臭氧最大 1h 浓度、最大 8h 浓度和月均浓度贡献值分别为 55.35, 33.56, 15.12 μg/m^3[13].而在四川盆地南部和成都平原,臭氧浓度峰值分别增加 36.50 和 31.20μg/m^3[14].此外,长期模拟结果表明,叶片生物量增加导致的 BVOCs 排放年际变化使臭氧浓度平均增加了 7.4%[15].然而,针对陕西省等中西部地区的 BVOCs 排放估算中,为特定土地类型分配了固定的 LAI 值,未充分考虑 LAI 受季节和环境因素影响而动态变化的特性[16];其次,气象数据是通过对气象观测资料进行空间插值而获得的,分辨率相对较低,这可能导致排放估算的误差[17];此外,使用月平均温度和太阳辐射数据而非逐小时数据,可能导致对异戊二烯排放量的低估[18-19];最后,目前尚缺乏陕西省 BVOCs 排放对臭氧浓度贡献的定量分析,这一方面值得进一步研究.

本研究利用 MODIS 遥感影像获取的陕西省高分辨率 LAI 数据,并通过天气预报模型(WRF)模拟逐小时气象场,以驱动 MEGANv3.2,在高时空分辨率尺度上首次估算了 2023 年全年陕西省 BVOCs 排放特征,并构建了排放清单.结合社区多尺度空气质量(CMAQ)模式模拟大气污染过程,定量分析 BVOCs 及其主要组分异戊二烯和单萜烯对臭氧污染的贡献.研究结果将为区域臭氧污染科学治理和政策制定提供数据基础和理论支持.

1　研究方法

1.1　研究区概况

陕西省(31.42°~39.35°N,105.29°~111.15°E)地势南北高、中间低,包含山地、平原等多种地形,总面积为 20.56×10^4km^2.陕西省横跨 3 个气候带,陕西北部属温带大陆性气候,关中和陕北的大部分地区属暖温带气候,陕南属北亚热带气候.全省植被类型分布差异大,陕北地区以耕地和草地为主,但水土流失严重,植被覆盖度较低;关中平原地区以耕地为主;陕南地区以林地为主,植被覆盖度较高.

1.2　BVOCs 排放量估算方法

采用加州大学开发的 MEGANv3.2 模型模拟 BVOCs 的排放量,该模型主要包括三部分:预处理模块、排放因子模块(EFP)和 BVOCs 计算模块,可以计算出每个网格单元中各化学物种和类型的网格每小时排放速率[18,20-21].BVOCs 的排放速率按式(1)计算:

$$E=\varepsilon\gamma \quad (1)$$

式中:E 为不同 BVOCs 种类的净排放速率,μg/(m^2·h);ε为 EFP 模块计算获取的化学物种排放因子,μg/(m^2·h);γ 为排放校正因子,由于ε是在标准环境条件(T=303.15K,PAR=1000(μmol·m^2)/s)下所得,需要进行 BVOCs 排放的温度校正.校正因子 γ 说明了排放对环境条件响应,计算公式如式(2):

$$\gamma=LAI\cdot\gamma TP\cdot\gamma CO_2\cdot\gamma LA\cdot\gamma HW\cdot\gamma AQ\cdot\gamma HT\cdot\gamma LT\cdot\gamma SM\cdot\gamma P \quad (2)$$

式中:LAI 为叶面积指数; γTP、γCO_2、γLA、γHW、γHT、γLT、γSM 分别为光量子通量密度加权总和、CO_2 浓度、叶龄、风速、高温、低温和土壤湿度的 BVOCs 排放环境校正因子;γP 是每个网格上植被释放各亚类物种受光照的比例;γAQ 指臭氧对植被酶活性的影响.

MEGAN 的输入包括 LAI、植被功能类型(PFTs)、排放因子和气象数据.LAI 采用 NASA 发布的 MODIS MOD15A2H 卫星产品(2023 年;时间分辨率:8d; 空间分辨率:0.5km)(https://www.earthdata.nasa.gov/eosdis/daacs/laads),经 MRT 软件拼接、重投影,去除无效值,重采样后用于 MEGAN 模型.植被类型数据源自 MEGAN 官方合作平台 UCI ESS 数据库(https://bai.ess.uci.edu/megan). 排放因子调用 MEGAN 官方标准化参数库.气象数据由 WRF 模式提供.

1.3 臭氧生成估算模型及方案设置

使用 WRF 和 CMAQ 模型进行模拟时,为了解决省域边界的初始值问题,采用了三层嵌套式的模拟技术.第一层(d01)网格数为 182×159,分辨率为 27km,覆盖全中国,用于寻求临近陕西省域的模拟初始值;第二层(d02)网格数为 105×171,分辨率为 9km,覆盖陕西省及邻近省的部分区域,可得到陕西省域边界处的初始值;第三层(d03)网格数为 189×315,分辨率为 3km,覆盖陕西省,根据省域边界的初始值模拟省域内的气象和臭氧浓度;通过大气中臭氧模拟值与实际测定值比较验证模拟结果的准确性(图 1).本文模拟了陕西省 2023 年全年的 BVOCs 排放,由于臭氧污染在夏季和秋季更为明显,因此主要模拟了 2023 年 7 月和 10 月的 BVOCs 对臭氧浓度的影响.

在 WRF 模型的调试过程中,发现物理过程参数化方案可根据模型手册(https://www2.mmm.ucar.edu/ wrf/ users/docs/user_guide_v4)具体设置为:Lin 等的微物理方案,RRTM 长波辐射方案,Goddard 短波辐射方案,Monin−Obukhov 表面层方案,5−layer 热扩散陆面过程方案,YSU 边界层方案,Kain−Fritsch 积云对流方案.CMAQ 采用 CB6 气相化学机制[22]和 AERO7 气溶胶化学机制[23].

WRF 的输入数据包括地形数据和初始气象场数据,地形数据来自 WRF 用户网站(http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/download/get_sources_wps_geog.html),气象数据采用美国国家环境预测中心提供的 6h 一次再分析数据集(final reanalysis data, FNL, https://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/download/free_data.html(ds083.2)).CMAQ 臭氧污染模拟区域的人为源污染物排放数据来源于 2020 年清华大学的中国多尺度排放清单(Multi−resolution Emission Inventory model for Climate and air pollution research, MEIC, http://meicmodel.org.cn)[24].MEIC 清单经 ISAT (Inventory Spatial Allocate Tool)排放清单空间分配工具[25]分配至研究区域不同大小的网格中,再作为排放源文件作为 CMAQ 的输入.最内层 d03 的生物源排放数据来自本研究 MEGAN 所模拟的结果.

1.4 模型验证

使用陕西省 8 个气象站点的逐 3h 观测数据(http://data.cma.cn/)验证 WRF 模拟的气温、相对湿度、风速和风向数据,使用陕西省 3 个太阳辐射站点(安康汉滨区、西安高陵县和延安宝塔区)的逐小时辐照度观测数据(陕西省气象局数据服务科)验证 WRF 模拟的向下到达地表短波辐射通量(Downward short wave flux at ground surface, SWDOWN;单位:W/m^2).采用了植被覆盖度高、人为活动相对较弱的陕西汉台区环保分局站和铜川新区旺旺集团站的 2023 年 7 月份逐小时实测数据,与 MEGAN 模型的 BVOCs 模拟排放结果进行了验证.使用陕西省 8 个国控监测站点的逐小时数据(https://air.cnemc.cn:18007/)验证 CMAQ 模拟臭氧浓度的准确性.利用观测数据和模拟数据的平均偏差(MB)、标准化平均偏差(NMB)、标准化平均误差(NME)、均方根误差(RMSE)和相关系数(R)对模拟结果进行评估.根据实测结果与模拟结果之间的相关性,对模拟结果进行相应的修正.

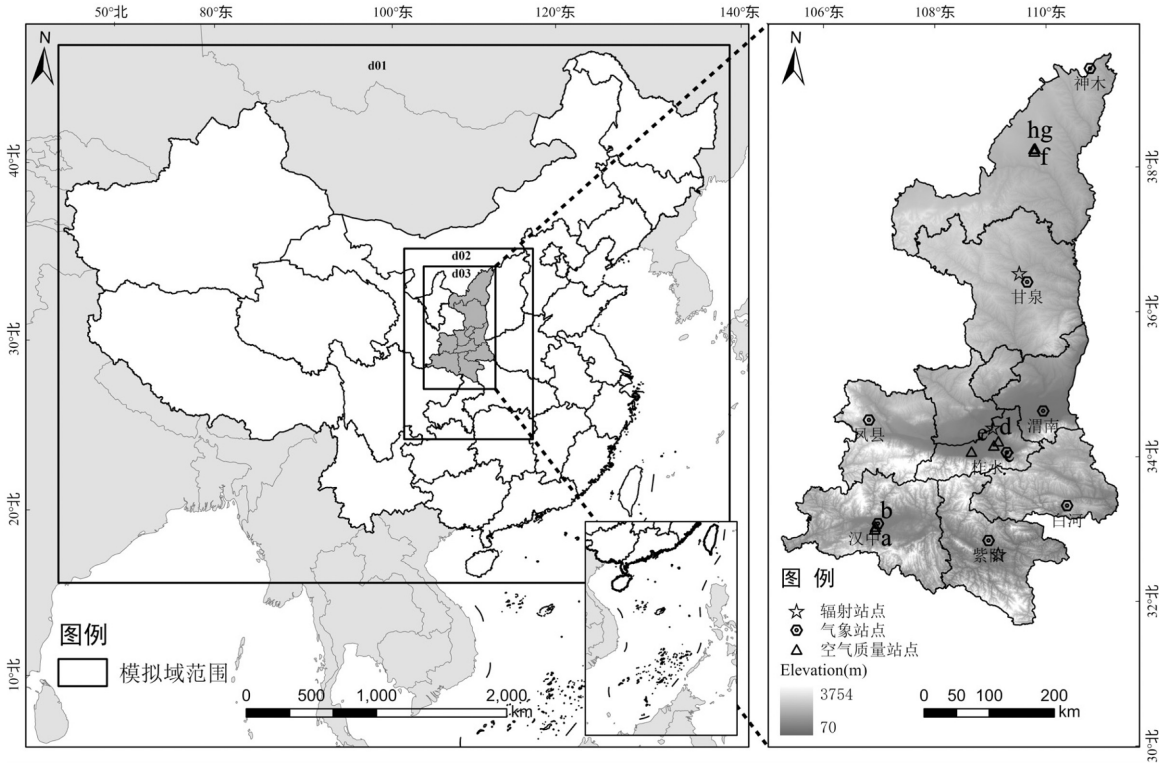


图 1　三层嵌套模拟域与气象站点、辐射站点、空气质量站点

Fig.1　Three-layer nested simulation domains with meteorological stations, radiation stations, and air quality monitoring stations

a.汉中市监测点;b.南郑大河坎水厂;c.纺织城;d.曲江文化产业集团;e.文体局;f.环保监测大楼;g.世纪广场;h.实验中学;中国行政区划矢量数据来源于国家地理信息公共服务平台

审图号:GS(2023)2767,下同

2　结果分析

2.1　模型结果验证

WRF 模拟的气温、相对湿度、风速、风向和 SWDOWN 与实测值的相关系数(表 1)介于 0.51~0.95 之间;达到了 0.001 的极显著相关水平.其中,气温(R=0.73~0.95)和 SWDOWN(R>0.82)的模拟值与观测值相关性较高,模式能准确捕捉其时空变化趋势.气温的均方根误差(RMSE)为 2.29~4.21℃,高于 WRF 模式对济南夏季气温的模拟误差(2.00℃),可能与观测站点所在位置的地形和土地利用有关, WRF 模式对城市气象要素的模拟性能低于对农田的模拟性能[26].相对湿度存在系统性低估(7 月 MB=−18.20%,RMSE=25.02%),这与沈阳地区研究中 YSU 方案对湿度模拟的偏差规律一致[27].风速的拟合水平较差,均高估了风速,可能源于模式忽略了城市建筑对风场的减弱作用[28-30].SWDOWN 模拟表现最优,与 Li 等[31]对中国区域辐射场时空变异性的研究结论一致.综上,WRF 模拟结果在气温趋势和辐射场精度上满足区域气象研究的输入需求,但后续需要通过地形偏差校正等提升风速及湿度场的可靠性.

将 MEGAN 的模拟结果与环境监测站的监测值进行比较,模拟值的均值为 16.88×10^{-9}、监测值的均值为 18.10×10^{-9},其相对偏差仅为 1.22×10^{-9}、相对误差仅为 6.74%,说明了模拟结果具有一定的准确性.由于环境监测站实际监测的结果,包括自然源和人为源,在两个监测站点的周边,人为源虽不是主要的因素但并不能完全排除,因此相应的结果应该是可信的.

CMAQ 模拟的臭氧浓度与相对应 8 个国控监测站点的逐小时数据在时间序列上表现出一致的趋势,相关系数为 0.68 达到 0.001 的显著水平;但是其平均偏差 MB 为−20.58,显示出模型整体上对臭氧浓度的低估,存在系统性的偏差.由于预测模型的复杂性,尝试通过参数调整对结果的改善较小;为了提高研究结果的准确性,根据计算值与观测值之间的回归关系将 CMAQ 计算结果乘以 1.15 倍的修正系数作为最终的模拟结果.修正之后,预测的臭氧浓度平均偏差 MB 由−20.58 降至−8.29,NMB 由−20.42%降为−8.31%,说明修

正之后的臭氧浓度可以较好地反应实际结果(图 2),在后续的分析中均采用模拟修正过的数据.

表 1 WRF 模拟结果验证

Table 1 Validation of WRF simulation results

气象要素	月份	MB	NMB(%)	NME(%)	RMSE	R
气温(℃)	4	−0.68	−3.80	18.36	4.03	0.80
	7	2.01	7.74	13.20	4.21	0.73
	10	0.45	3.14	18.15	3.24	0.75
	12	0.61	−11.93	−34.03	2.29	0.95
相对湿度(%)	4	−4.26	−8.13	15.13	11.48	0.90
	7	−18.20	−26.90	29.80	25.02	0.65
	10	−11.58	−14.92	17.46	18.80	0.74
	12	−5.34	−9.27	16.32	13.49	0.69
风速(m/s)	4	0.27	13.98	33.54	1.02	0.82
	7	0.81	57.52	75.83	1.56	0.51
	10	0.20	15.50	31.88	0.75	0.64
	12	0.31	16.21	26.89	1.07	0.77
风向(°)	4	−0.17	−0.09	28.48	74.86	0.72
	7	1.53	0.81	25.61	58.03	0.81
	10	−0.81	−0.43	17.59	46.34	0.88
	12	0.47	0.26	16.37	49.61	0.89
向下短波辐射 SWDOWN (W/m^2)	4	50.29	20.60	29.47	141.07	0.95
	7	73.60	25.29	37.69	202.45	0.89
	10	62.75	50.66	70.54	167.54	0.82
	12	26.49	37.60	48.69	88.99	0.92

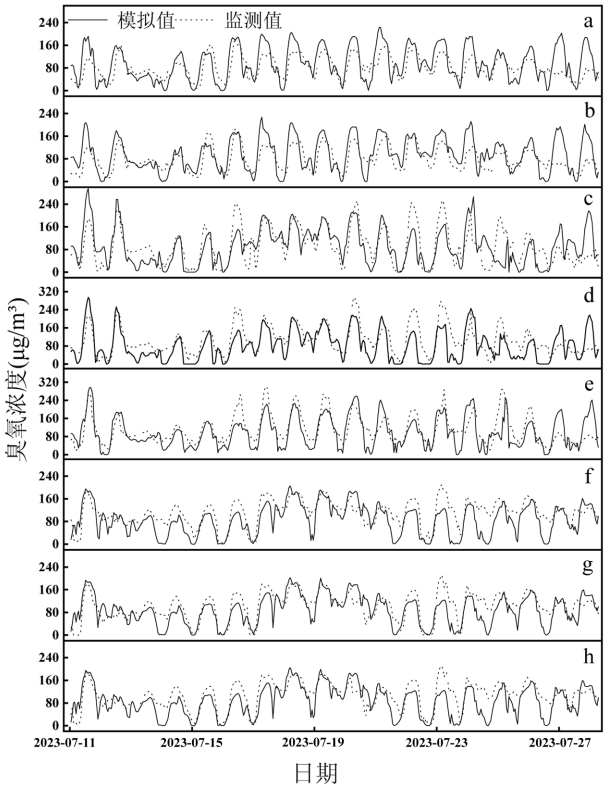


图 2 臭氧逐小时模拟修正值与监测值的时间序列图

Fig.2 Time series of hourly simulated corrected ozone values and observed values

臭氧生成受复杂的非线性光化学反应控制.直接采用系数修正并不能反映臭氧与前体物的非线性响应机制,因此本研究的修正仅作用于最终模拟的臭氧浓度输出,对模型内部的动力学过程和臭氧与前体物之间的非线性关系没有影响.

2.2 陕西省 BVOCs 排放特征

2.2.1 BVOCs 年排放强度的空间分布特征 在陕西境内,总 BVOCs 的平均排放强度为 3.37t/(km^2·a),存在明显的空间分异.排放高值区主要分布在秦巴山区、延安市的桥山和黄龙山等森林覆盖度高的天然林分布区;排放低值区主要位于榆林、延安北部及关中盆地区域.在秦巴山区的高值区域,表现出较为明显的三条东西带状分布:一是秦岭南麓的略阳−留坝−城固−洋县−佛坪−宁陕−石泉−镇安−商南 BVOCs 排放带,其 BVOCs 排放强度最高值为 12.30t/(km^2·a),最低值为 0.99t/(km^2·a),均值为 6.30t/(km^2·a),变异系数 32%;二是秦岭北麓的陈仓−渭滨−周至−长安排放带,BVOCs 排放强度最高值为 11.38t/(km^2·a),最低值为 0.19t/(km^2·a),均值为 4.21t/(km^2·a),变异系数 61%;三是巴山北麓的镇巴−岚皋−平利−白河排放带,BVOCs 排放强度最高值为 11.83t/(km^2·a),最低值为 1.39t/(km^2·a),均值为 6.79t/(km^2·a),变异系数 27%.虽然延安市桥山和黄龙山林区的 BVOCs 排放强度在省内处于高值区,但其最高值为 9.57 和 9.36t/(km^2·a),均值为 4.81 和 4.15t/(km^2·a)均低于秦巴山区,其变异系数分别为 50%和 54%.秦岭北麓较高的变异系数,可能由于北麓的海拔上升较快,植被的垂直地带性较为明显,区域内植被类型多样且复杂,不同植物在环境条件变化下的排放反应存在差异;此外,区域内的植被覆盖率差异和人为干扰也可能导致局部环境条件和植被生理状态的多样化,从而影响 BVOCs 的排放强度.在省内低值区,榆林及延安北部区域排放强度最高值为 4.96t/(km^2·a),最低值为 0.01t/(km^2·a),均值为 0.71t/(km^2·a);关中盆地区域最高值为 5.27t/(km^2·a),最低值为 0.28t/(km^2·a),均值为 2.21t/(km^2·a)(图 3).

异戊二烯、单萜烯、倍半萜烯是 BVOCs 的主要组分,分别占 BVOCs 排放量的 37.39%、28.49%、3.56%;异戊二烯排放强度为 0.003~5.67t/(km^2·a),均值为 1.30t/(km^2·a);单萜烯为 0.005~3.34t/(km^2·a),均值为 0.99t/(km^2·a);倍半萜烯为 0.0002~0.52t/(km^2·a),均值

为 0.12t/(km^2·a).异戊二烯、单萜烯、倍半萜烯排放强度的空间分布格局与 BVOCs 排放格局相似(图 3).

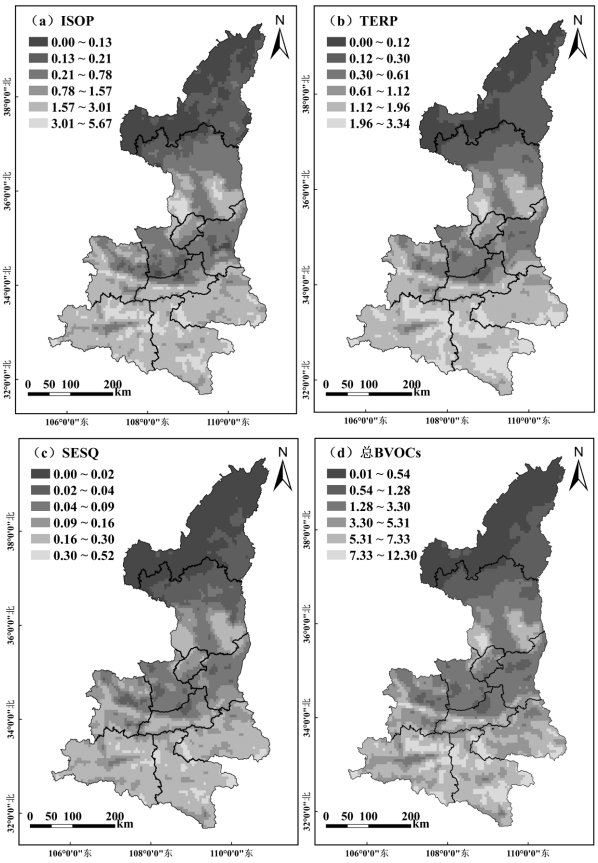


图 3　陕西省 BVOCs 排放强度的空间分布(t/(km^2·a))

Fig.3　Spatial distribution of BVOCs emission intensity in Shaanxi Province (t/(km^2·a))

2.2.2　BVOCs 排放强度的月变化特征　BVOCs 排放强度在年内的月变化呈现出单峰型分布特征.1~3 月份,BVOCs 的排放强度极低,可能由于冬季大多植物没有发芽长叶所致;从 4 月份开始,随着温度的升高和植被逐渐进入生长发育的快速阶段,BVOCs 排放强度开始出现大幅增加的特征,并在 7 月份达到最大值 0.99t/km^2;随后 BVOCs 的排放强度逐渐降低,11、12 月回落至较低水平.从各组分来看,异戊二烯、单萜烯、倍半萜烯和其他 BVOCs 的排放表现出相似的变化趋势.在 6、7、8 月的夏季,BVOCs 排放强度为 2.45t/km^2,占全年排放强度的 72.70%;冬季(1、2、12 月)的排放强度仅为 0.025t/km^2,占全年排放强度的 0.74%;春季(3、4、5 月)和秋季(9、10、11 月)的排放强度较为接近,分别为 0.43 和 0.46t/km^2,分别占全年排放强度的 12.76%和 13.65%(图 4).BVOCs 主要组成异戊二烯年内月排放强度为 1.81~410.73kg/km^2,单萜烯 2.29~255.12kg/km^2,倍半萜烯 0.11~37.97kg/km^2,最高值均在 7 月份.BVOCs 排放的这种季节性变化特征主要与植物内在的生长模式和环境因素相关,一般表现为春秋季 BVOCs 排放强度相比于夏季有所缓和[32-33].

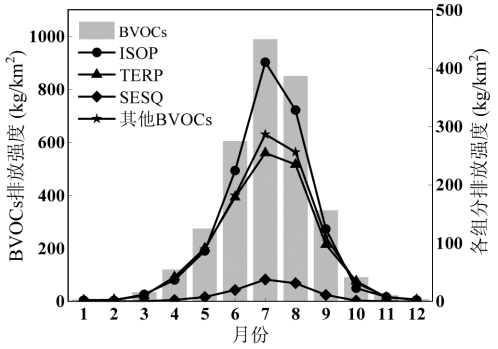


图 4　陕西省 BVOCs 排放强度的月变化(kg/km^2)

Fig.4　Monthly variation of BVOCs emission intensity in Shaanxi Province(kg/km^2)

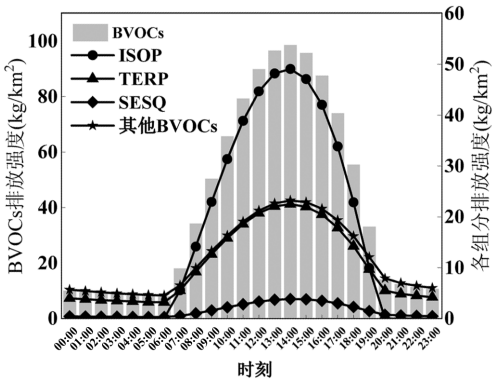


图 5　7 月份 BVOCs 排放强度的日变化(kg/km^2)

Fig.5　Diurnal variation of BVOCs emission intensity in July (kg/km^2)

2.2.3　BVOCs 排放强度的日变化特征　BVOCs 的排放强度从 00:00~06:00,维持在较低水平 8.93kg/km^2;从 06:00 开始排放强度逐渐升高,并在 14:00 时达到最大值 98.65kg/km^2;之后开始降低至晚 20:00 时的 14.16kg/km^2,并维持这一水平到 23:00.白天的 BVOCs 排放强度远高于夜间.光合作用的有机物是 BVOCs 的来源和前体物质,可能 BVOCs 排放的日变化与光合作用的日变化之间存在密切的关系[34].BVOCs 的各组分排放强度也具有相似的变化过程.异戊二烯在夜间的排放强度几乎为零,而在 14:00 达到最大值;但单萜烯的排放强度在夜间变化不明显.

有研究表明,异戊二烯的排放通常受光照和温度的双重控制,光照主要影响异戊二烯合成酶的活性,光照越强,在一定范围内温度越高,其排放速率越大.相比之下,叶片内单萜合成酶的活性受光照的影响较小,单萜烯的排放主要受温度控制,温度越高,单萜烯的排放速率随之增加[8,35],其日内排放速率的变化幅度小于异戊二烯排放速率的变化.

2.3 陕西省 BVOCs 排放对臭氧浓度的贡献

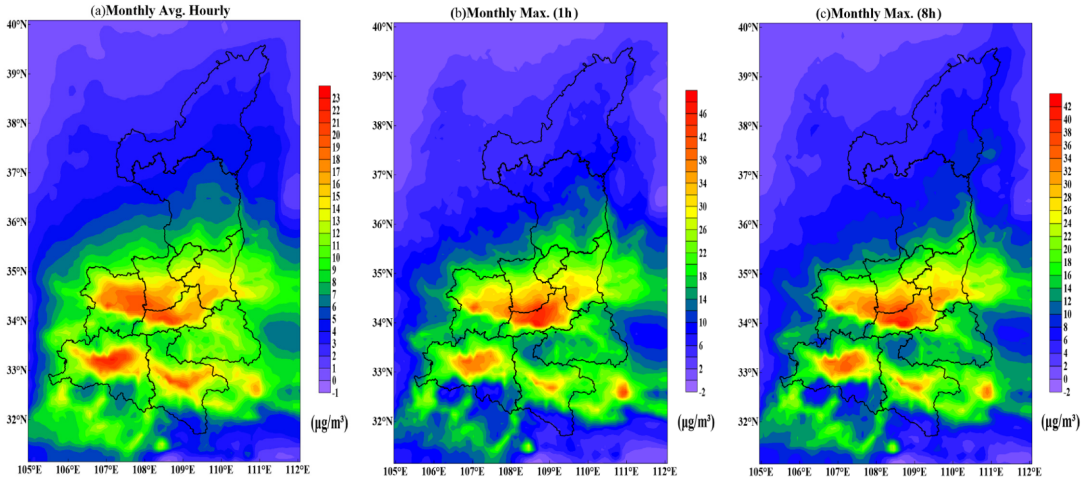


图 6 7 月份月均小时,月均最大 1h 和月均最大 8h 臭氧浓度空间分布

Fig.6 Spatial distribution of monthly average hourly, monthly average maximum 1-hour, and monthly average maximum 8-hour ozone concentrations in July

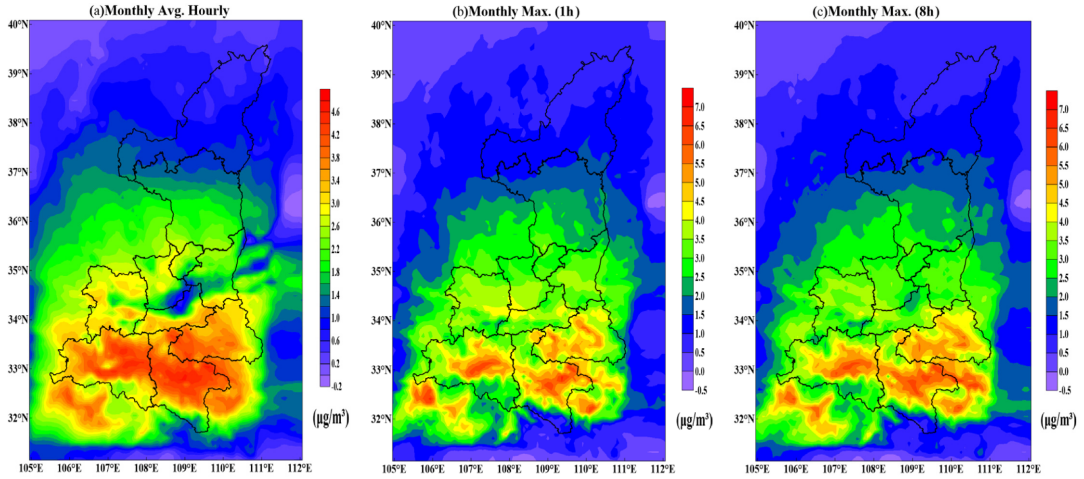


图 7 10 月份月均小时,月均最大 1h 和月均最大 8h 臭氧浓度空间分布

Fig.7 Spatial distribution of monthly average hourly, monthly average maximum 1-hour, and monthly average maximum 8-hour ozone concentrations in October

每年 7 月是植物生长最为旺盛的时期,是 BVOCs 排放最多的时期,同时也是臭氧污染频发的时期.7 月份陕西省域范围内的臭氧月小时平均、月均最大 1h 和月均最大 8h 浓度分别为 117.30, 157.13 和 146.99μg/m^3;其中 BVOCs 排放导致的臭氧月小时平均、月均最大 1h 和月均最大 8h 浓度的最大变化分别达到 22.83, 50.58 和 46.34μg/m^3(图 6),BVOCs 对臭氧浓度的平均贡献率为 9.9%(图 8(a)).从市域空间分布上来看,西安、宝鸡、咸阳、渭南、安康和汉中市的月均最大 8h 臭氧浓度增加最为显著,分别为 28.83, 21.03, 23.45, 23.61, 16.86 和 18.16μg/m^3, BVOCs 对这些城市臭氧浓度的贡献率分别为 17.7%、13.2%、14.7%、14.9%、11.3%和 12.0%.从县域尺度上看,BVOCs 对月均最大 8h 臭氧浓度贡献最大的是鄠邑区、长安区、莲湖区、秦都区、兴平市和汉台区,分别贡献了臭氧 32.93, 33.10, 35.34, 34.87, 34.67 和

31.88μg/m^3,贡献率分别为 19.3%、20.1%、24.2%、21.4%、20.8%和 19.4%.相比之下,陕北的榆林和延安市的月均最大 8h 臭氧浓度变化较小,分别为 6.06 和 9.42μg/m^3,BVOCs 对臭氧的贡献率分别为 4.5%和 6.6%.在县域上,对臭氧贡献较低的是定边县、靖边县和神木县,分别贡献了 4.95, 5.38 和 5.47μg/m^3,贡献率为 3.8%、4.1%和 4.1%.进入 10 月份之后的秋季,植物的生长缓慢并开始落叶,BVOC 的排放强度降低,由此导致的臭氧月小时平均、月均最大 1h 和月均最大 8h 浓度的最大变化分别为 4.75, 6.81 和 6.62μg/m^3(图 7),平均贡献率为 3.1%(图 8(b)).

BVOCs 各组分对臭氧的贡献存在差异(图 9).异戊二烯的平均贡献浓度为 9.10μg/m^3,占生物源贡献的 60.49%;单萜烯的平均贡献浓度为 2.32μg/m^3,占生物源贡献的 14.84%.异戊二烯的贡献表现出明显的区域性特征,主要集中在西安及其附近的关中局部区域和秦岭南麓.相比之下,单萜烯的贡献虽然分布趋势相似,但其贡献强度相对较弱.

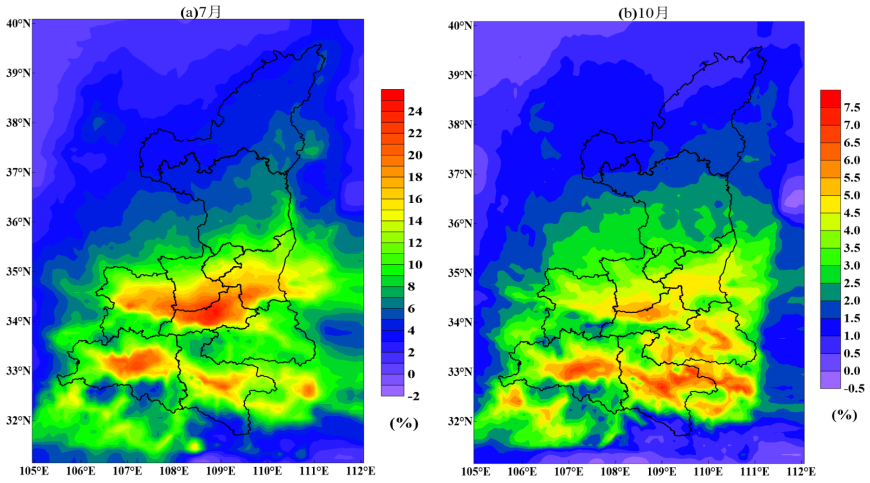


图 8　7 和 10 月份 BVOCs 对臭氧浓度的贡献率

Fig.8　Contribution of BVOCs to ozone concentrations in July and October

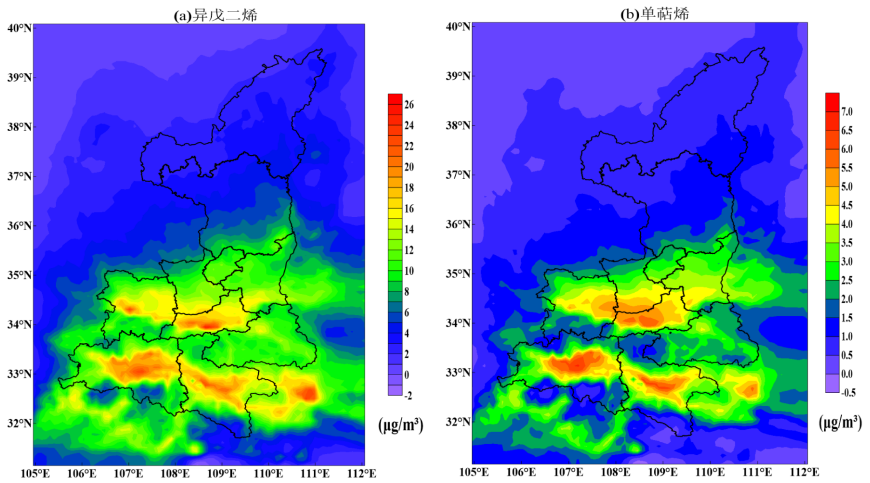


图 9　7 月份异戊二烯和单萜烯对臭氧浓度的贡献

Fig.9　Contribution of isoprene and monoterpenes to ozone concentrations in July

3　讨论

通过与文献资料相比可以发现,陕西省 BVOCs 的年排放总量占全国总量的 6.9%,高于其面积占比 2.2%的 2 倍;排放强度为 3.37t/(km^2·a),与同区域的研究结果基本一致[7,10,16],显著高于全国的排放强度 1.04t/(km^2·a).在区域层面上,本研究估算的 BVOCs 排放强度为 3.37t/(km^2·a),与京津冀地区的 3.39 和

3.58t/(km^2·a)相近[9],约为以徐州为中心的黄淮海地区的一半[6],湖南省和长三角地区年排放量强度的三分之一[36-37].这其中的差异可能由不同地区的植被类型和气候条件所致[38-39],湖南省的森林覆盖率为 59.98%,远高于陕西省的 45%.湖南省和长三角地区湿润温暖的气候为植物生长和 BVOCs 的排放提供了有利条件,导致整体排放量较高.

从结果分析来看,乔木和灌木是BVOCs的主要来源,分别贡献了总排放强度的 51%和 35%.这与全国尺度研究结果具有一致性(43.93%和 31.62%)[5].值得注意的是,灌木BVOCs排放占陕西区域总排放的比例约为长三角地区灌木植被贡献占比(16.70%)的 2 倍[13].乔灌木排放的 BVOCs 主要分布在秦岭和巴山地区,以及延安市的桥山和黄龙山林区;草地排放的 BVOCs 主要分布在陕北和安康市部分地区;而农田排放的 BVOCs 主要分布在陕西中部地区,包括渭南、西安和宝鸡等市(图 10).这主要与地区植被类型分布有关.不同植被类型BVOCs排放组成占比不同,乔木主要排放异戊二烯,占乔木 BVOCs 排放总量的 46%;灌木主要排放单萜烯,占灌木 BVOCs 排放总量的 41%,排放的异戊二烯和其他BVOCs相差不大,分别为26%和29%;草地和农田排放的其他BVOCs占比较高,分别占各自BVOCs排放总量的48%和67%.倍半萜烯在各植被类型排放中的占比均较低,在 2%~4%之间;农田的异戊二烯排放量占比较低,仅占农田 BVOCs 排放总量的 1%.这是因为不同植被类型释放 BVOCs 化学物种的排放速率不同,森林生态系统释放异戊二烯和单萜烯的排放速率分别为 0.89mg/(m^2·h)和 0.14mg/(m^2·h)[40].草地释放异戊二烯和单萜烯的排放速率分别为 0.05~0.50mg/(m^2·h)和 0.003mg/(m^2·h)[41].

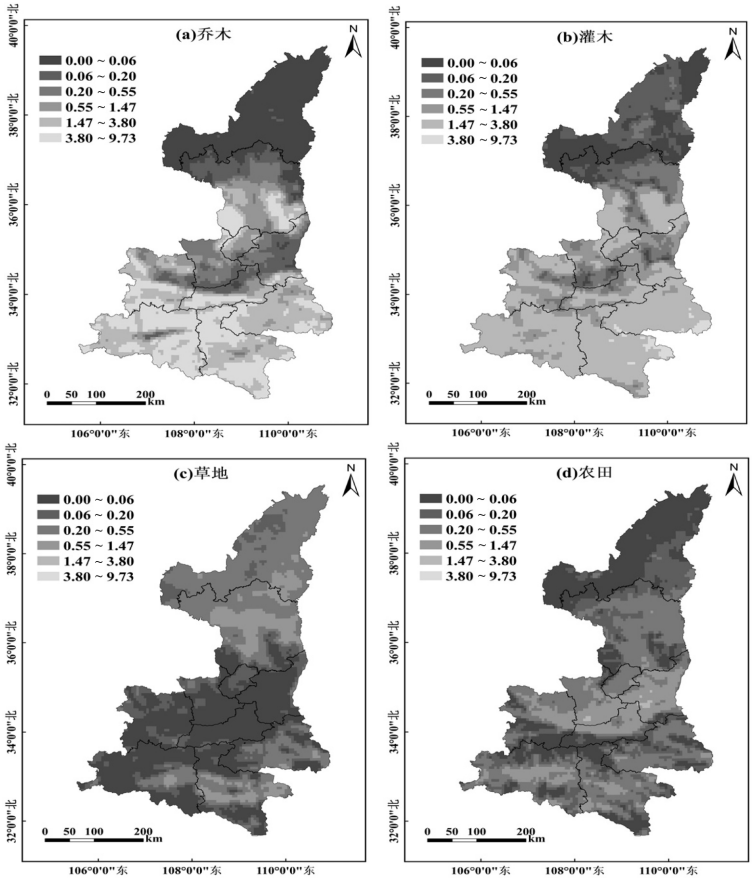


图 10 不同植被类型 BVOCs 排放强度的空间分布(t/(km^2·a))

Fig.10 Spatial distribution of BVOCs emission intensity for different vegetation types (t/(km^2·a))

在陕西境内,BVOCs对月均最大8h臭氧浓度的贡献为 3.0%~24.9%,平均值与长三角地区的五个地面监测站的(12.0%±7.8%)相近[8].对于植被保护良好的陕南秦巴山区,BVOCs 排放导致的月均臭氧浓度最高可增加 22.83μg/m^3,与已有研究的 17.21μg/m^3 相近[10],BVOCs 对臭氧的贡献率为 3.0%~22.4%.然

而,在研究的 7 月份中,个别时段 BVOCs 对臭氧浓度的贡献率可达到 45.8%,说明在这种时期 BVOCs 的排放是那些经济发展相对落后、植被保护良好区域臭氧污染的主要原因.在制定相关的环境管理措施时,针对臭氧污染的评价应该考虑自然源的影响.在研究中还发现了西安城区的 BVOCs 对臭氧浓度的贡献较大,达到 24.2%,与沈阳市 BVOCs 的最高贡献率 28.6%[42]、京津冀地区的贡献率 23.7%接近[9].对于城市区域,一方面由于热岛效应导致其温度较高有利于 BVOCs 的排放,但其植被的覆盖度相对较低又限制了 BVOCs 的排放,为什么会形成这种现象值得进一步的研究.

大量研究表明,温度升高会增加 BVOCs 释放量[43].风速偏差 60%可能影响 BVOCs 的扩散速率,湿度偏差 26%可能改变植被气孔导度.植被功能类型数据分辨率不足可能弱化生态类型特异性,WRF 气象模拟中温度的高估会引发排放量的高估,而未经过本地化校准的排放因子可能引入系统性偏差.为提高可靠性,后续将设计多情景敏感性试验,量化各参数的影响,并补充本地化排放因子实测数据以优化模型参数.

4　结论

4.1　本研究验证了 WRF 和 CMAQ 模型在陕西省的适用性.虽然 CMAQ 模拟的臭氧浓度较实测值偏低,但经修正系数 1.15 调整后,显著提高了模拟准确性.

4.2　陕西省域 BVOCs 年排放强度为 3.37t/(km^2·a),呈现出明显的区域差异.高排放区位于秦巴山区、延安市桥山和黄龙山林区,排放强度最高达 12.30t/(km^2·a);低排放区位于榆林、延安北部以及关中盆地区域,最低为 0.01t/(km^2·a).BVOCs 在冬季排放强度最低,而夏季显著增加,特别是在 7 月份,月排放强度达到 0.99t/km^2.日变化特征表明,排放在 14:00 时达到峰值,这与温度和太阳辐射的变化密切相关.乔木和灌木分别贡献了总 BVOCs 排放的 51%和 35%,凸显了它们在 BVOCs 排放中的重要性.

4.3　夏季 BVOCs 排放对月小时平均、月均最大 1h 和月均最大 8h 臭氧浓度贡献最大值分别达到 22.83, 50.58 和 46.34μg/m^3,对月均最大 8h 臭氧浓度的平均贡献率为 9.9%;秋季 BVOCs 排放对月小时平均、月均最大 1h 和月均最大 8h 臭氧浓度贡献最大值分别为 4.75, 6.81 和 6.62μg/m^3,平均贡献率为 3.1%.臭氧浓度增加最显著区域为西安-宝鸡-咸阳-渭南-安康-汉中.

4.4　异戊二烯、单萜烯和倍半萜烯是 BVOCs 的主要组分,年平均排放强度分别为 1.30, 0.99 和 0.12t/(km^2·a),这些组分存在与 BVOCs 相似的年度季节和日变化趋势.7 月异戊二烯对臭氧的平均贡献浓度为 9.10μg/m^3,显著高于单萜烯(2.32μg/m^3),表明异戊二烯在臭氧生成中占据主导地位.

参考文献:

[1] 郑君瑜,郑卓云,王兆礼,等.珠江三角洲天然源 VOCs 排放量估算及时空分布特征 [J]. 中国环境科学, 2009,29(4):345-350.
Zheng J Y, Zheng Z Y, Wang Z L, et al. Biogenic VOCs emission inventory and its temporal and spatial characteristics in the Pearl River Delta area [J]. China Environmental Science, 2009,29(4):345-350.

[2] 刘　峰,朱永官,王效科.我国地面臭氧污染及其生态环境效应 [J]. 生态环境学报, 2008,17(4):1674-1679.
Liu F, Zhu Y G, Wang X K. Surface ozone pollution and its eco-environmental impacts in China [J]. Ecology and Environment, 2008,17(4):1674-1679.

[3] Liu Y, Wang T. Worsening urban ozone pollution in China from 2013 to 2017 – Part 1: The complex and varying roles of meteorology [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(11):6305-6321.

[4] Li J, Li L Y, Wu R R, et al. Inventory of highly resolved temporal and spatial volatile organic compounds emission in China [J]. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 2016,207:79-86.

[5] 高　超,张学磊,修艾军,等.中国生物源挥发性有机物(BVOCs)时空排放特征研究 [J]. 环境科学学报, 2019,39(12):4140-4151.
Gao C, Zhang X L, Xiu A J, et al. Spatiotemporal distribution of biogenic volatile organic compounds emissions in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(12):4140-4151.

[6] 咸　月,赵有政,王文斌,等.基于 GloBEIS 模型的徐州市天然源 VOCs 排放量估算 [J]. 环境科技, 2017,30(5):6-11.
Xian Y, Zhao Y Z, Wang W B, et al. Estimating Biogenic VOCs Emission for Xuzhou Area Based on the GloBEIS Model [J]. Environmental Science and Technology, 2017,30(5):6-11.

[7] 宋媛媛,张艳燕,王勤耕,等.基于遥感资料的中国东部地区植被 VOCs 排放强度研究 [J]. 环境科学学报, 2012,32(9):2216-2227.
Song Y Y, Zhang Y Y, Wang Q G, et al. Estimation of biogenic VOCs emissions in Eastern China based on remote sensing data [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012,32(9):2216-2227.

[8] Liu Y, Li L, An J, et al. Estimation of biogenic VOC emissions and its impact on ozone formation over the Yangtze River Delta region, China [J]. Atmospheric Environment, 2018,186:113-128.

[9] Cai B, Cheng H, Kang T. Establishing the emission inventory of biogenic volatile organic compounds and quantifying their contributions to O_3 and $PM_{2.5}$ in the Beijing–Tianjin–Hebei region [J]. Atmospheric Environment, 2024,318:120206.

[10] Yong J, Xie Y, Guo H, et al. Unraveling the influence of biogenic volatile organic compounds and their constituents on ozone and SOA formation within the Yellow River Basin, China [J]. Chemosphere, 2024,353:141549.

[11] Wei X L, Li Y S, Lam K S, et al. Impact of biogenic VOC emissions on a tropical cyclone-related ozone episode in the Pearl River Delta region, China [J]. Atmospheric Environment, 2007,41(36):7851-7864.

[12] 李 浩,李 莉,黄 成,等.2013 年夏季典型光化学污染过程中长三角典型城市 O_3 来源识别 [J]. 环境科学, 2014,36(1):1-10.
Li H, Li L, Huang C, et al. Ozone source apportionment at urban area during a typical photochemical pollution episode in the summer of 2013 in the Yangtze River Delta [J]. Environmental Science, 2014, 36(1):1-10.

[13] 刘 岩,李 莉,安静宇,等.长江三角洲 2014 年天然源 BVOCs 排放、组成及时空分布 [J]. 环境科学, 2018,39(2):608-617.
Liu Y, Li L, An J Y, et al. Emissions, chemical composition, and spatial and temporal allocation of the BVOCs in the Yangtze River Delta Region in 2014 [J]. Environmental Science, 2018,39(2):608-617.

[14] Zhang S, Lyu Y, Yang X, et al. Modeling biogenic volatile organic compounds emissions and subsequent impacts on ozone air quality in the Sichuan Basin, Southwestern China [J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2022,10:924944.

[15] Cao J, Situ S, Hao Y, et al. Enhanced summertime ozone and SOA from biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions due to vegetation biomass variability during 1981~2018 in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022,22(4):2351-2364.

[16] 雍佳乐,谢元礼,郭慧琳,等.陕西省天然源挥发性有机物排放清单及时空分布特征研究 [J]. 环境科学学报, 2023,43(8):235-247.
Yong J L, Xie Y L, Guo H L, et al. Inventory and spatiotemporal distribution characteristics of emissions of biogenic volatile organic compounds in Shaanxi Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(8):235-247.

[17] Yang W, Cao J, Wu Y, et al. Review on plant terpenoid emissions worldwide and in China [J]. Science of The Total Environment, 2021, 787:147454.

[18] Guenther A, Karl T, Harley P, et al. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2006, 6(11):3181-3210.

[19] Chi Y Q, Xie S D. Spatiotemporal inventory of biogenic volatile organic compound emissions in China based on vegetation volume and production [J]. Advanced Materials Research, 2012,356:2579-2582.

[20] Guenther A B, Jiang X, Heald C L, et al. The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions [J]. Geoscientific Model Development, 2012,5(6):1471-1492.

[21] Guenther A, Jiang X, Shah T, et al. Model of emissions of gases and aerosol from nature version 3 (MEGAN3) for estimating biogenic emissions [C]//Air Pollution Modeling and its Application XXVI 36. Springer International Publishing, 2020:187-192.

[22] Luecken D J, Yarwood G, Hutzell W T. Multipollutant modeling of ozone, reactive nitrogen and HAPs across the continental US with CMAQ-CB6 [J]. Atmospheric Environment, 2019,201:62-72.

[23] Appel K W, Bash J O, Fahey K M, et al. The community multiscale air quality (CMAQ) model versions 5.3 and 5.3.1: System updates and evaluation [J]. Geoscientific Model Development, 2021,14(5):2867-2897.

[24] Geng G, Liu Y, Liu Y, et al. Efficacy of China's clean air actions to tackle $PM_{2.5}$ pollution between 2013 and 2020 [J]. Nature Geoscience, 2024,17(10):987-994.

[25] Wang K, Gao C, Wu K, et al. ISAT v2.0: an integrated tool for nested-domain configurations and model-ready emission inventories for WRF-AQM [J]. Geoscientific Model Development, 2023,16(7): 1961-1973.

[26] 顾沈旦,于丽娟,尹承美,等.WRF 模式对济南地区夏季近地面气象场模拟效果评估 [J]. 气象与环境学报, 2016,32(1):1-8.
Gu S D, Yu L J, Yin C M, et al. Evaluation of summer near-surface meteorological fields simulated by WRF model in Ji' nan [J]. Journal of Meteorology and Environment, 2016,32(1):1-8.

[27] 王安庭,苏 航,郭 爽,等.WRF 模式不同边界层参数化方案对沈阳地区近地面气象要素模拟差异评估 [J]. 陕西气象, 2024,(3):25-30.
Wang A T, Su H, Guo S, et al. Difference assessment on simulation meteorological elements near surface in Shenyang region by different schemes of boundary layer parameterization in WRF Model [J]. Journal of Shaanxi Meteorology, 2024,(3):25-30.

[28] Hu X M, Nielsen-Gammon J W, Zhang F. Evaluation of three planetary boundary layer schemes in the WRF Model [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2010,49(9):1831-1844.

[29] 于丽娟,尹承美,何建军,等.植被覆盖度算法对中国区域 WRF 模拟的影响 [J]. 高原气象, 2015,34(3):714-721.
Yu L J, Yin C M, He J J, et al. Impact of vegetation fraction algorithms on WRF simulation over China [J]. Plateau Meteorology, 2015,34(3): 714-721.

[30] 马晨晨,余 晔,何建军,等.次网格地形参数化对 WRF 模式在复杂地形区风场模拟的影响 [J]. 干旱气象, 2016,34(1):96-105.
Ma C C, Yu Y, He J J, et al. Effect of subgrid - scale terrain parameterization on WRF's performance on wind field over complex Terrain [J]. Journal of Arid Meteorology, 2016,34(1):96-105.

[31] Li L Y, Chen Y, Xie S D. Spatio-temporal variation of biogenic volatile organic compounds emissions in China [J]. Environmental Pollution, 2013,182:157-168.

[32] Niinemets Ü, Loreto F, Reichstein M. Physiological and physicochemical controls on foliar volatile organic compound emissions [J]. Trends in Plant Science, 2004,9(4):180-186.

[33] Van Meeningen Y, Schurgers G, Rinnan R, et al. Isoprenoid emission response to changing light conditions of English oak, European beech and Norway spruce [J]. Biogeosciences, 2017,14(18):4045-4060.

[34] 许 燕,李双江,袁相洋,等.北方常见绿化树种 BVOCs 排放特征及其与光合作用参数的相关性 [J]. 环境科学, 2020,41(8):3518-3526.
Xu Y, Li S J, Yuan X Y, et al. Emission characteristics of biogenic volatile compounds (BVOCs) from common greening tree species in Northern China and their correlations with photosynthetic parameters [J]. Environmental Science, 2020,41(8):3518-3526.

[35] 赵 静,白郁华,王志辉,等.我国植物 VOCs 排放速率的研究 [J]. 中国环境科学, 2004,24(6):654-657.
Zhao J, Bai Y H, Wang Z H, et al. Studies on the emission rates of

plants VOCs in China [J]. China Environmental Science, 2004,24(6): 654-657.

[36] 谭峥铮,卢召艳,石广明,等.湖南省天然源挥发性有机物排放时空特征研究 [J]. 环境科学学报, 2021,41(5):1774-1783.
Tan Z Z, Lu Z Y, Shi G M, et al. The characteristics of biogenic volatile organic compounds emissions of Hunan Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(5):1774-1783.

[37] 张明明,邵　旻,陈培林,等.长三角地区 VOCs 排放特征及其对大气 O_3 和 SOA 的潜在影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(6):2694-2702.
Zhang M M, Shao M, Chen P L, et al. Characteristics of anthropogenic and biogenic VOCs emissions and their potential impacts on O_3 and SOA in the Yangtze River Delta region [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2694-2702.

[38] 吕铃钥,李洪远,杨佳楠.中国植物挥发性有机化合物排放估算研究进展 [J]. 环境污染与防治, 2015,37(11):83-89.
Lv L Y, Li H Y, Yang J N. Researchprocessoftheemission estimate of biogenic volatile organiccompoundsin China [J]. Environmental Pollution & Control, 2015,37(11):83-89.

[39] Li L, Yang W, Xie S, et al. Estimations and uncertainty of biogenic volatile organic compound emission inventory in China for 2008~2018 [J]. Science of The Total Environment, 2020,733:139301.

[40] Bai J, Guenther A, Turnipseed A, et al. Seasonal and interannual variations in whole-ecosystem isoprene and monoterpene emissions from a temperate mixed forest in Northern China [J]. Atmospheric Pollution Research, 2015,6(4):696-707.

[41] Bai J, Baker B, Liang B, et al. Isoprene and monoterpene emissions from an Inner Mongolia grassland [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(30):5753-5758.

[42] 王祖康,赵　平,李　艳,等.生物挥发性有机物对沈阳市夏季地表臭氧影响 [J]. 广东化工, 2024,51(15):124-126.
Wang Z K, Zhao P, Li Y, et al. The impact of biogenic volatile organic compounds on summertime surface ozone in Shenyang [J]. Guangdong Chemical Industry, 2024,51(15):124-126.

[43] Guidolotti G, Pallozzi E, Gavrichkova O, et al. Emission of constitutive isoprene, induced monoterpenes, and other volatiles under high temperatures in *Eucalyptus camaldulensis*: $A^{13}C$ labelling study [J]. Plant, Cell & Environment, 2019,42(6):1929-1938.

致谢：本研究得到了陕西省环境监测站许峰教授级高级工程师、陶亚南教授级高级工程师提供的实测数据支持,为我们的模拟结果验证提供了重要依据;感谢甘肃省文旅厅吕兴来副厅长对论文英文摘要的审阅与指导;在此一并致以诚挚的谢意.

作者简介：张　欢(2001-),女,陕西咸阳人,西安建筑科技大学硕士研究生,主要从事环境生态方面研究.zh490995473@xauat.edu.cn.