

春夏季温州雁荡山杉木林臭氧质量浓度垂直变化特征

宋 阳^{1,2}, 王 成^{1,2}, 廖 亮³, 段文军^{1,2}, 韩 丹^{1,2}, 徐珊珊^{1,2}, 杜 倩^{1,2}, 王 涵^{1,2}

(1. 中国林业科学研究院 林业研究所 国家林业和草原局林木培育重点实验室, 北京 100091; 2. 国家林业和草原局 城市森林研究中心, 北京 100091; 3. 雁荡山国家森林公园, 浙江 温州 325614)

摘要: 森林中臭氧浓度不仅影响林木生长, 也影响游憩环境质量, 是森林康养环境研究的热点之一。根据 2017 年春夏两季对温州雁荡山国家森林公园内杉木 *Cunninghamia lanceolata* 林不同垂直高度臭氧浓度及气象因子昼夜 24 h 同步监测数据, 分析了不同高度臭氧浓度的变化规律及其影响因素。结果表明: 除春季 H₃(林冠上层)臭氧质量浓度日最大 8 h 均值达到中国二类环境功能区质量要求外($\leq 200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), 两季节中其余各高度臭氧质量浓度日最大 8 h 均值及小时均值均达到中国一类环境功能区质量要求($\leq 160 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$); 春夏两季各高度臭氧质量浓度从小到大依次为 H₁(距地面 1.5 m), H₂(林冠中部)和 H₃, 且春季 H₁, H₂ 和 H₃ 臭氧质量浓度日均值差值高于夏季; 两季各高度臭氧质量浓度均为日间高、夜间低, 且高值出现于 11:00-15:00, 低值出现于 5:00; 春夏两季各高度臭氧质量浓度小时均值与温度、风速呈正相关, 与相对湿度呈负相关; 春季各高度臭氧质量浓度与气压呈负相关。总体来讲, 在雁荡山杉木林环境中, 以臭氧质量浓度变化规律为游憩及游憩设施布设标准, 在时间的选择上, 夏季比春季更适合出游, 且夜间优于白天; 在空间的选择上, 建议选择林下及树冠中部布置游憩设施, 如林下栈道及空中栈道或森林木屋等设施。图 4 表 1 参 37

关键词: 环境学; 杉木林; 垂直梯度; 臭氧浓度; 变化特征; 雁荡山

中图分类号: S718.5; X820.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 2095-0756(2019)02-0298-09

Ozone concentrations of three different vertical gradients for a *Cunninghamia lanceolata* forest in spring and summer at Yandang Mountain National Forest Park, Wenzhou

SONG Yang^{1,2}, WANG Cheng^{1,2}, LIAO Liang³, DUAN Wenjun^{1,2}, HAN Dan^{1,2}, XU Shanshan^{1,2},
DU Qian^{1,2}, WANG Han^{1,2}

(1. Key Laboratory of Tree Breeding and Cultivation of National Forestry and Grassland Administration, Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; 2. Urban Forest Research Center, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091, China; 3. Yandang Mountain National Forest Park, Wenzhou 325614, Zhejiang, China)

Abstract: Research on ozone concentration in forests has become a hot area of forest recreation because of its influence on forest growth and environmental quality. The variation of ozone mass concentration at different vertical heights in forest environment has a guiding role in forest recreation activities. Ozone concentration and meteorological factors in three different vertical gradients (The following are expressed by H₁, H₂ and H₃ respectively. H₁ stands for 1.5 m from ground, H₂ indicates the central part of canopy, H₃ means the boundary between canopy and atmosphere.) in Yandang Mountain were monitored for 24 h in the spring and summer of 2017. Their changing features and influencing factors were also observed at the same time. In this experiment, ozone sampler was used to sample three kinds of ozone mass concentration, and the data were processed by

收稿日期: 2018-03-13; 修回日期: 2018-05-08

基金项目: “十三五”国家科技支撑计划项目(2015BAD07B06)

作者简介: 宋阳, 博士研究生, 从事城市森林研究。E-mail: 413379698@qq.com。通信作者: 王成, 研究员, 从事城市林业、森林康养、森林生态等研究。E-mail: wch8361@163.com

variance analysis and multiple comparison analysis. Results indicated that the mean value of 8 h maximum ozone concentration in three different vertical gradients all achieved the primary standard for ambient air quality standards ($100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) except for the top of H_3 ($103.03 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) during the spring. Ozone concentration changes for the different vertical gradients was $H_1 < H_2 < H_3$ in both spring and summer with differences in the daily mean ozone concentration between H_1 and H_2 and H_3 being higher in spring than in summer, there was a significant difference between H_2 and H_3 ($P < 0.05$). During the observation period for the two seasons, the daily ozone concentration in the different vertical gradients (H_1 , H_2 , and H_3) all exhibited a single peak curve, with the highest concentration occurring in 11:00–15:00, whereas the lowest occurring in 5:00. The mean value of the hourly ozone concentration for H_1 , H_2 , and H_3 during the two seasons was positively related with temperature and wind speed and negatively with humidity as well as pressure. In conclusion, Taking ozone concentration as recreation standard, summer nights was more suitable for people to travel. It was advisable to choose the understory and the middle of the canopy to arrange recreation facilities, such as a plank road in the understory or overhead and a wooden house in a *C. lanceolata* forest. [Ch, 4 fig. 1 tab. 37 ref.]

Key words: environment science; *Cunninghamia lanceolata* forest; vertical gradient; ozone concentration; changing characteristics; Yandang Mountain

近年来中国臭氧(O_3)污染问题日益突出, 近地面高浓度臭氧已成为影响城市空气质量的主要污染气体^[1]。高浓度臭氧会对人类健康及生态环境造成危害, 如刺激鼻黏膜、呼吸道、视觉神经、损害中枢神经系统^[2-5], 以及破坏植物形态, 影响植物生理生化功能和生长发育状态等。目前, 关于臭氧的研究主要集中在前体物、气象因子、典型天气等影响因素与其的关系, 浓度的监测, 预测模型的建立, 对植物单体及农作物产量的影响等方面。城市森林既是植物生长的载体又是人们日常康养、休闲的重要场所^[6], 进行林内不同垂直高度的康养活动以及建立不同高度的康养设施有利于人们更加科学合理地使用森林环境, 因此对城市森林内不同垂直高度的臭氧浓度研究具有重要意义。但是, 中国目前关于森林内臭氧的研究主要集中在森林背景地区, 对城市森林内臭氧的研究还极为缺乏。此外, 城市森林内植物有机挥发物^[7-8]、太阳辐射强度^[9]、气象因子^[10]等在不同垂直高度的差异可能会引起林内臭氧浓度沿垂直梯度的变化。然而, 现有研究还未见对城市森林内不同垂直高度臭氧浓度的研究。因此, 本研究以雁荡山国家森林公园内杉木 *Cunninghamia lanceolata* 林为对象, 研究春夏两季不同高度杉木林环境臭氧质量浓度变化规律, 分析臭氧质量浓度与环境因子的关系, 为科学开发和利用森林游憩环境, 为人们合理选择游憩时间、空间提供理论依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

雁荡山国家森林公园位于浙江省温州市东北部海滨, 属北雁荡山风景区范畴, 距温州市区约 58 km, 东南临近乐清湾, 西南与大龙湫雁湖景区相接, 北接卓南乡。属中亚热带海洋性季风气候, 园内地形较为平坦, 四周崖壁陡峭, 山谷、缓坡地带分布成片人工杉木林, 有少量阔叶树分布, 群落层次明显, 有乔木、灌木和草本等。季节性降雨明显, 春末 5–6 月为梅雨季节, 阴雨连绵, 雨量占全年的 26%~28%, 夏季 7–9 月受台风影响, 多雷阵雨或大暴雨。

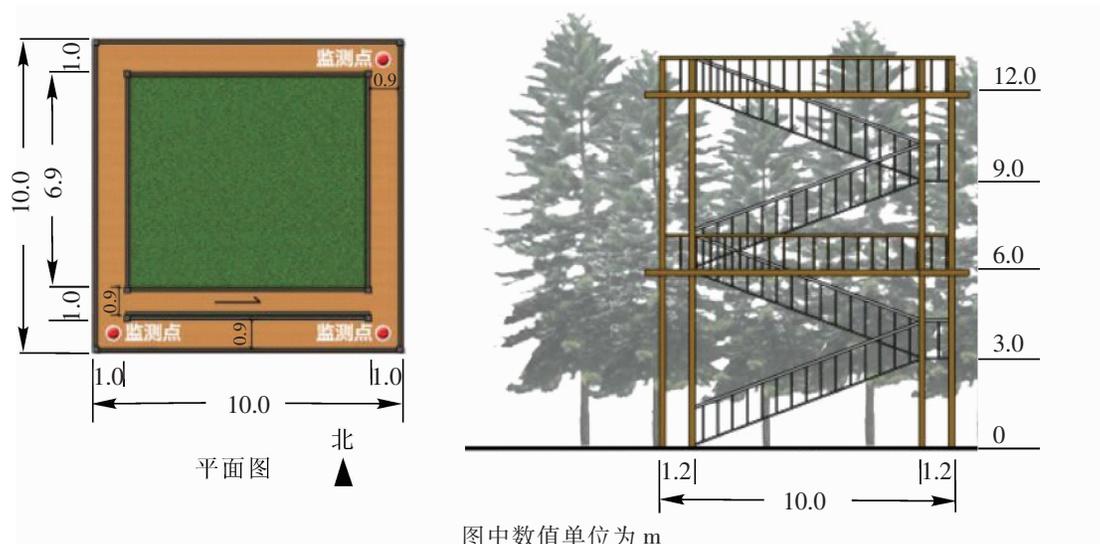
1.2 研究方法

1.2.1 样地选择 杉木林是温州地区较为典型的山地森林植被类型。温州雁荡山国家森林公园的杉木林是 20 世纪 50~60 年代营造的人工林, 树龄相对一致, 树高大致相同。

本次试验的样地面积约 $7\ 680.2 \text{ m}^2$, 林分郁闭度约 0.70。杉木平均高度为 12.36 m, 平均胸径为 11.6 cm; 林下灌木主要有少量檫木 *Loropetalum chinense* 和杜鹃 *Rhododendron simsii* 等。按照人体高度 $H_1(1.5 \text{ m})$, 林冠层中部高度 $H_2(6.0 \text{ m})$ 和林冠冠层顶部 $H_3(12.0 \text{ m})$ 等 3 个高度设置观测点。

1.2.2 测定方法 每个监测高度选取正方形竹梯边线相交点观测, 3 个点分别位于东北角、西南角、东南角(图 1)。臭氧质量浓度采用新西兰产的 AeroQualSeries 500 臭氧检测仪。该仪器测定范围为 0~0.500

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。0~0.100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围内精度 $<0.008 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，0.100~0.500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围内精度 $<0.01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ；气象因子包括温度、相对湿度、露点温度、气压、平均风速等指标。采用美国产 Kestrel 3500 Pocket Weather Meter 便携风速气象测定仪，温度测定精度范围为 $-29\sim 70 \text{ }^\circ\text{C}$ ，相对湿度测定精度范围为 5%~95%，风速测定精度范围为 $0.6\sim 40.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ；光照强度采用中国台湾产 TES-1332A 光照仪，测定范围为 $0\sim 2\times 10^5 \text{ lx}$ 。



图中数值单位为 m

图 1 杉木林内测量竹梯示意图

Figure 1 Schematic diagram of measurement platform in *Cunninghamia lanceolata* forest

北半球环境空气中高浓度臭氧污染事件多发生在春夏季节^[11]，由中国环境监测总站提供的空气质量报告中，2017年5月及8月温州臭氧污染为首要污染，根据候温划分法结合监测期间当地气温，于2017年5月初、8月(即春夏两季)每月选取多云或晴的3d，从9:00到次日9:00，对杉木林内3种高度，共9个观测点的臭氧质量浓度及气象因子进行昼夜24h同步监测，隔2h监测1次，各观测点安排2人读取和记录数据，每个观测点同一时段连续读取6次数据，每次读取待仪器稳定并间隔2min。各观测点共获取臭氧质量浓度数值1296个。

为科学比较杉木林环境内3种垂直高度空气质量，以中国环境保护部2012年修订的GB 3095-2012《环境空气质量标准》中臭氧质量浓度日最大8h均值(指1d中最大的连续8h平均质量浓度的算术平均值)以及小时均值作为衡量标准。观测期间的温州市区臭氧质量浓度背景值数据由中国环境监测总站提供。

2 结果与分析

2.1 杉木林内不同高度臭氧质量浓度的总体特征

如图2所示：杉木林内各高度臭氧质量浓度最大8h均值为 $75.40\sim 116.35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。 H_1 、 H_2 和 H_3 各高度差异显著($P<0.05$)，其中 H_1 臭氧质量浓度最低， H_3 最高。这可能是由于 H_3 处于冠层上部边界，是与对流层大气交换最为强烈的区域，一方面外源环境臭氧垂直输送的前体物最先到达 H_3 ，导致其臭氧质量浓度最高；另一方面，冠层上部光照强度及紫外辐射最强，为臭氧的生成提供了有利条件； H_2 处于树冠中部，冠层中部为叶片相对集中区域，且植物气孔主要分布在叶片的上下表皮^[12]，而气孔是臭氧进入植物体并发生毒害作用的主要通道^[13]，所以在 H_2 处叶片吸收部分臭氧，其质量浓度相对较低； H_1 由于处于距地面1.5m处，臭氧通过 H_2 和 H_3 高度处植物的吸收，到达 H_1 的通量最少。另外，臭氧与土壤的相互作用也在一定程度上降低了 H_1 高度的臭氧质量浓度。

2.2 杉木林内不同高度臭氧质量浓度的季节变化特征

由图3可见： H_1 春夏两季差异不显著。 H_2 和 H_3 春夏两季差异极显著($P<0.001$)，且 H_1 、 H_2 和 H_3 各高度从春季到夏季分别下降了108.52%，139.02%和241.70%。其原因可能是由于远距离输送和对流层向下传输有关：一方面温州市区春季背景值高出夏季11.61%，因此受温州市人为源输送影响，春季

臭氧质量浓度较高；另一方面该研究区受东亚季风环流系统的影响^[14]，春季光化学反应产生的高体积分数臭氧，随西风带向东输送，同时夏季风侵入带来低臭氧体积分数的海洋性气团^[11, 15]。

春夏两季 H₁、H₂ 和 H₃ 臭氧质量浓度日均值均差异显著($P < 0.05$)。春季 H₁、H₂ 和 H₃ 臭氧浓度为 57.11~103.12 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，H₁ 最低，H₂ 次之，H₃ 最高；夏季 H₁、H₂ 和 H₃ 臭氧质量浓度为 39.64~63.21 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，次序与春季相同。虽然林内春夏两季臭氧质量浓度差异较大，但 H₁、H₂ 和 H₃ 臭氧质量浓度变化具有一致性，可能是由于 3 种高度的光照强度不同，H₃ 处于林冠上部，光强最强，且冠层上部叶片截留太阳总辐射多，会导致最终进入林下光能减少^[16]，所以 H₁ 处光照强度最弱。与此同时，林内辐射通量也间接影响林内温度，导致 H₁、H₂ 和 H₃ 处的温度差异。那么假设在相同质量浓度臭氧前体物水平输送入林内时，H₃ 生成臭氧的光化学反应最为强烈，致使其臭氧质量浓度升高。

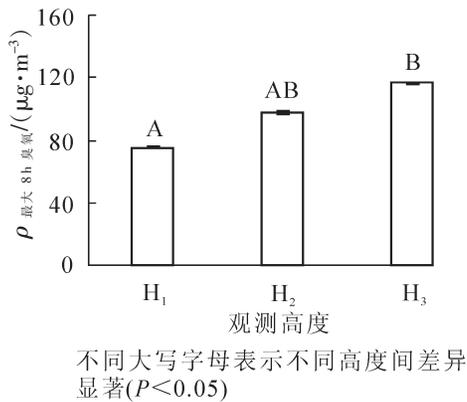


图 2 各高度臭氧质量浓度总体最大 8 h 均值
Figure 2 Mean O_{3-8h} in spring and summer of vertical gradient

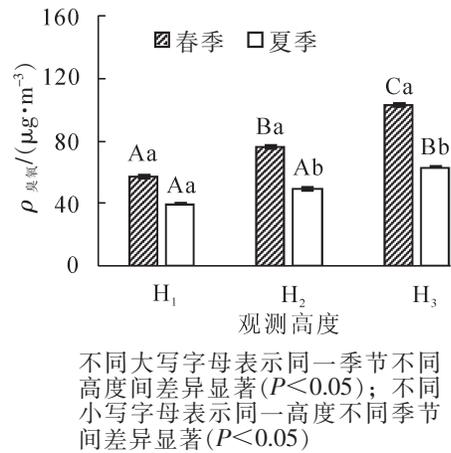


图 3 各高度臭氧质量浓度季节日均值
Figure 3 Daily mean value of O₃ in vertical gradient

2.3 杉木林内不同高度臭氧质量浓度的日变化特征

总体来讲，春夏两季 H₁、H₂ 和 H₃ 臭氧质量浓度呈单峰型变化，白天高，夜间低，但各季节 H₁、H₂ 和 H₃ 出现峰值和低谷值的时间存在差异(图 4)。与夏季相比春季臭氧质量浓度昼夜变幅较大。具体为春季峰值出现于 13:00~15:00，H₁~H₃ 分别达 105.63，131.42 和 145.23 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，其中 H₂ 和 H₃ 峰值比 H₁ 提前 2 h，低谷值分别出现于 5:00(23.01 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)，21:00(32.14 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)和 23:00(70.31 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)；夏季 H₁、H₂ 和 H₃ 峰值均出现在 11:00，依次为 81.11，104.60 和 119.04 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，低谷值分别出现于 5:00(15.24 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)，7:00(20.55 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，34.52 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)。

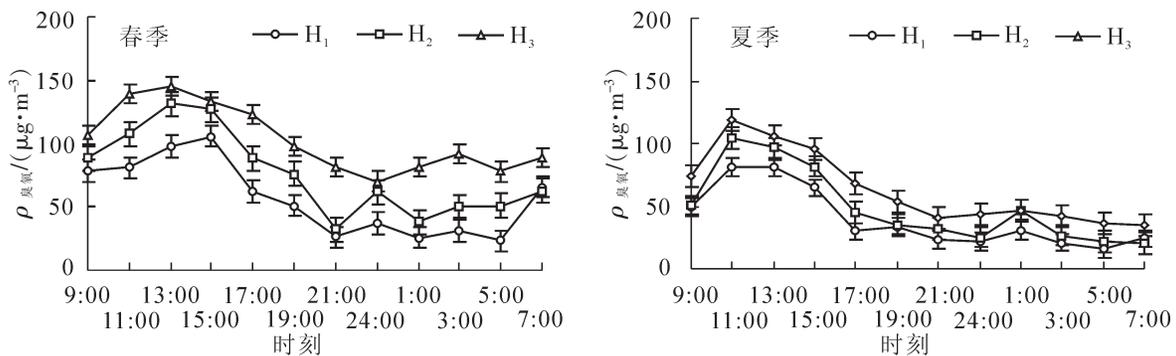


图 4 各高度臭氧质量浓度小时均值
Figure 4 Hourly mean value of O₃ in vertical gradient

从同一季节 H₁、H₂ 和 H₃ 臭氧质量浓度日变化曲线来看，各垂直高度的小时均值存在一定差异，除 7:00 外，各时段均为 H₁ < H₂ < H₃。经方差分析，春夏两季各时间段臭氧质量浓度差异不显著。这一现象的成因可能是杉木林内小气候相对稳定，各高度臭氧质量浓度小时均值差异相对稳定。

由日最大 8 h 质量浓度(11:00~17:00 时)均值可知，春季 H₁、H₂ 和 H₃ 处日最大 8 h 均值依次为

86.72, 113.61 和 135.37 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 夏季 H_1 , H_2 和 H_3 处日最大 8 h 均值依次为 64.08, 81.88 和 97.34 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。各季节日最大 8 h 均值不仅达到国家一级标准 160 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 且春季小时均值分别低于国家标准 18.19%~84.50%, 夏季低于国家标准 64.38%~149.67%, 说明杉木林内 H_1 , H_2 和 H_3 处臭氧质量浓度符合中国风景区等空气清洁地区的水平, 可以提供相对清洁的空气质量环境, 适合进行森林康养、休闲游憩等活动。

2.4 杉木林内不同高度臭氧质量浓度与气象因子的关系

将各高度臭氧质量浓度的小时均值与春夏两季气象因子进行相关分析, 结果如表 1 所示。春季 H_1 , H_2 和 H_3 处温度、风速与臭氧质量浓度呈极显著正相关($P<0.01$), 相关系数分别为 0.839, 0.839, 0.825 和 0.699, 0.741, 0.762; 与相对湿度、气压呈极显著负相关($P<0.01$), 相关系数分别为 -0.895, -0.909, -0.839 和 -0.650, 0.741, 0.762; 夏季同样与温度、风速呈极显著正相关($P<0.01$), 相关系数分别为 0.818, 0.741, 0.804 和 0.824, 0.838, 0.810; 与相对湿度呈极显著负相关($P<0.01$), 相关系数分别为 -0.881, -0.916, -0.874。

表 1 春秋季节杉木林不同高度臭氧质量浓度与小气候因子的相关性分析

Table 1 Correlation coefficients of ozone concentration and meteorological factors in vertical gradient

季节	垂直梯度	温度	相对湿度	气压	风速	光照强度	紫外辐射
春季	H_1	0.839**	-0.895**	-0.650*	0.699*	-0.223	-0.314
	H_2	0.839**	-0.909**	-0.776**	0.741**	-0.216	-0.293
	H_3	0.825**	-0.839**	-0.839**	0.762**	-0.349	-0.405
夏季	H_1	0.818**	-0.881**	-0.084	0.824**	-0.307	-0.314
	H_2	0.741**	-0.916**	-0.105	0.838**	-0.118	-0.153
	H_3	0.804**	-0.874**	-0.178	0.810**	-0.153	-0.167

说明: * 表示在置信度(双侧)为 0.05 时显著相关; ** 表示在置信度(双侧)为 0.01 时极显著相关

由表 1 结果可知: 春夏两季杉木林环境内, 各高度臭氧质量浓度与气象因子相关性存在一定差异, 其中温度、相对湿度、风速与臭氧质量浓度在两季相关性一致; 但气压在春季与臭氧有显著相关性, 然而夏季相关性不显著; 光照强度与紫外辐射在春夏两季均与臭氧质量浓度无显著相关。一定程度上温度升高使臭氧质量浓度升高, 其原因可能是, 臭氧的生成和运输达到一定温度阈值后, 促进杉木林内植物挥发物释放, 同时加强光化学反应速率^[18], 形成空气湍流引起气体交换, 进一步输入氮氧化物(NO_x)等人为源。森林环境内可在一定程度起到增湿的作用。林内水汽增加, 提升臭氧的光化学消耗, 在对流层中水汽与臭氧的反应起到汇的作用, 反应生成的自由基也是大气光化学过程的重要触发机制。风速对于臭氧质量浓度的积累通常与其传输特质有关, 林内风速增大, 垂直动量输送加强, 有利于近地面层臭氧向林内输送。另外, 风速越大湍流作用越强, 越有利于光化学反应速率的提升。

3 结论与讨论

3.1 讨论

3.1.1 雁荡山杉木林环境臭氧质量浓度总体低于温州市区环境臭氧质量浓度的原因分析 与温州市区内春夏最大 8 h 均值 164 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (5 月 173 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 8 月 155 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)相比, H_1 , H_2 和 H_3 臭氧质量浓度分别低于市区 117.50%, 67.79% 和 40.95%。说明杉木林总体环境臭氧质量浓度与温州市区内相比更清洁, 其原因可能有 2 个方面: 一方面是森林植物自身的削减作用, 当植物进行呼吸作用时, 臭氧随植物呼吸进入植物叶片细胞间隙, 植物消耗、吸收部分臭氧, 降低林内臭氧质量浓度; 另一方面, 可能是由于雁荡山所处地理位置与城市人为源区距离较远, 臭氧前体物气团在长距离输送过程中, 一部分通过重力或者垂直运动作用与植物、地面(土壤)相碰撞, 从而被捕获或被表面吸附吸收, 成为干沉降(其去除途径量级与平流层臭氧的输入量相当), 一部分直接进行光化学反应形成臭氧, 只有少部分到达林内进一步反应生成臭氧。虽然植物排放的 BVOC(植物挥发性有机化合物)与 AVOC(人为源挥发性有机化合物)相比更具有反应活性^[19], 但台州地区对不同植被类型 BVOC 排放的研究表明^[20]: 杉木林排放强度仅为建成区的 40.44%。臭氧生成量和生成速率不仅和 VOCs(挥发性有机化合物)浓度有关, 也与 NO_x 和 VOCs 比

值有很强的非线性关系^[21]，主要表现为 VOCs/NO_x 较高，臭氧生成受 NO_x 控制。反之亦然。从污染较为严重的城市(温州市区)到相对清洁的地区，随着 NO_x 减少，臭氧生成会从 VOCs 控制转为 NO_x 控制^[22]，所以雁荡山杉木林内臭氧质量浓度与温州市区相比偏低可能也与林内 NO_x 较低有关。此外，王自发等^[23]和 STREETS 等^[24]对臭氧污染模拟研究发现：由于周边地区向研究地及其远郊输送污染物，其贡献率可达 20%~60%，同时表明，受周边地区输送污染物的影响，研究地远郊的污染天数高于市区内，说明雁荡山杉木林在外界输送的污染量有可能大于温州市区的情况下，仍能吸收消耗部分臭氧，使整体浓度保持较优水平。

3.1.2 杉木林臭氧质量浓度春季高于夏季的原因分析 目前，对于臭氧浓度季节变化的研究结果主要分为 2 类：其一是夏季臭氧浓度为年最大值；其二是春季臭氧浓度为年最大值^[25]。出现这一现象的原因可能与所研究地区所处背景环境洁净度、与高浓度污染区域的输送程度，以及局地光化学产生的速率有关。北半球多为人类活动直接影响较小的地区，近地层臭氧以春季为全年最高^[26]；苏彬彬^[17]对华东森林及高山背景区域臭氧浓度研究发现：4 月最高 1 月最低，且有较为明显的季节性变化，由高到低依次为春季，夏季，秋季，冬季，认为其产生季节性变化最主要的原因是：地面臭氧作为一种二次污染物，需要氮氧化物、一氧化碳和挥发性有机物在光照条件下生成，因此光照和温度是最为重要的外界环境；侯雪伟等^[27]对低纬度，中纬度及高纬度清洁背景区臭氧浓度季节变化进行研究，发现近地层臭氧春季高、夏季低是广泛存在的现象；也有研究表明：森林地区夏季植物生长旺盛，能降低臭氧浓度^[28]。但同样有不少研究表明^[18,29]：由于夏季的太阳辐射强度较强，平均日照时间和平均气温全年最高，臭氧极高值经常出现而导致夏季浓度整体偏高。虽然森林背景下植物挥发物是臭氧的前体物，是提升臭氧浓度的主要因素，但是本研究中即使在夏季高温、高辐射等有利于臭氧光化学反应的条件下，夏季臭氧质量浓度仍低于春季，说明城市森林环境中植物挥发物作为前体物生成的臭氧并不是林内臭氧浓度变化的主导因素，造成春季臭氧质量浓度高于夏季的原因，主要由于背景环境洁净度和高浓度污染区域的输送。

3.1.3 臭氧质量浓度日动态变化特征原因分析 形成日变化的原因可能是，清晨到正午，随着太阳高度角升高，林内光照强度增强，一部分前体物来源于外界输送，另一部分来源于林内植物有机物的挥发，臭氧的光化学反应增强，植物对臭氧的吸收也不断增强^[28,30]，但当温度达到一定限值后，植物为了避免蒸腾作用消耗水分，关闭气孔，降低对臭氧的吸收作用，致使环境中臭氧质量浓度达到峰值，夏季质量浓度峰值较春季提前 2 h，可能是由于夏季林内温度较高，在光合抑制和高温胁迫的双重作用下，气孔提前关闭，正午过后太阳辐射降低，光强、温度随之下降，BVOCs 释放速率在光强超过 40 000 lx 后释放速率开始减少^[31]，臭氧的光化学反应强度降低，整体呈下降趋势。土壤微生物活动是不可忽视的一氧化氮排放源，一氧化氮占土壤微生物排放物的 95%以上，一氧化氮与臭氧夜间化学反应： $O_3+NO \rightarrow NO_2+O_2$ ^[32]，使臭氧质量浓度于日出达到低谷，而局部时段臭氧质量浓度波动变化可能是由于风速等气象因子变化引起的。本研究与徐敬等^[15]对夏季局部地区环流对北京下风向地区臭氧输送的影响、白建辉等^[32]对鼎湖山森林地区臭氧浓度的日变化及刘建等^[33]对珠江三角洲臭氧污染的影响研究一致，均表现为单峰分布，且白天远高于夜间；苏彬彬^[17]对武夷山背景点的研究表明：臭氧较高浓度出现在午夜或凌晨，并认为光化学反应不是决定臭氧浓度的主导因素，而是由于日夜交替引起的气象条件所致，说明决定臭氧浓度变化的因素是十分复杂的。

3.1.4 臭氧质量浓度与气象因子的相关性分析 本研究与谈建国等^[19]对上海、陈魁等^[30]对天津市、郑冬等^[31]对大连市、陈漾等^[34]对广州市、齐冰等^[35]对杭州市、刘姣姣等^[36]对重庆市、蔡彦枫等^[21]对南京地区近地面臭氧及温度、相对湿度关系研究一致；段玉森等^[14]和徐敬等^[15]发现城市对下风向地区臭氧具有明显的输送作用，会导致下风向清洁地区出现极高臭氧质量浓度；在气温较低和风速较大的春季和秋季出现相对较小值^[37]；珠江三角洲高质量浓度臭氧出现在相对湿度低的情况下。春季臭氧质量浓度与气压的相关性较强，气压降低臭氧质量浓度升高。有研究表明北京市处于低压前部是造成臭氧质量浓度高值的主要背景场^[29]，也有研究表明：高压天气系统通常会引起地面臭氧质量浓度的增加，具体相关关系有待于进一步研究。

3.2 结论

雁荡山国家森林公园杉木林不同垂直高度臭氧质量浓度，除春季 H₃ 处日最大 8 h 均值达到中国二

类环境功能区质量要求(160~200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), 且仅超一类标准 3.12%外, 春季、夏季各高度日最大 8 h 均值及小时均值均达到中国一类环境功能区质量要求(100~160 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), 春季达标率分别超过 18.19%和 23.73%; 夏季达标率分别超过 64.38%和 36.79%。

春夏两季各高度臭氧质量浓度日变化具有一致性, 均为 $H_1 < H_2 < H_3$, 但春季 H_1 与其余高度相比降幅高于夏季, 表现为春季 H_1 比 H_2 和 H_3 分别降低 33.54%和 80.56%; 夏季则分别降低 23.38%和 59.58%。

各高度臭氧质量浓度的日变化总体表现为单峰型, 白天高, 夜间低; 春季 13:00–15:00 最高, 5:00 最低; 夏季 11:00 最高, 最低值时间与春季相同。

就臭氧质量浓度小时均值分析, 春夏两季各高度臭氧质量浓度与温度、风速呈正相关, 与相对湿度呈负相关; 春季各高度臭氧浓度与气压呈负相关。

雁荡山国家森林公园杉木林内的臭氧质量浓度总体上达到国家一类标准, 是非常适宜开展森林游憩的地区。若从臭氧质量浓度对人体健康影响的角度考虑, 在时间选择上, 夏季比春季更适合出行, 且夜间优于白天, 在空间的选择上, 建议选择林下距地面 1.5 m 高处及树冠中部(6.0 m)处进行游憩活动, 并在此高度设置林下栈道、空中栈道、森林木屋等游憩设施。

4 参考文献

- [1] 梁碧玲, 张丽, 赖鑫, 等. 深圳市臭氧污染特征及其与气象条件的关系[J]. 气象与环境学报, 2017, **33**(1): 66 – 71.
LIANG Bilin, ZHANG Li, LAI Xin, et al. Analysis of the characteristics of ozone pollution and its relationship with meteorological conditions in Shenzhen [J]. *J Meteorol Environ*, 2017, **33**(1): 66 – 71.
- [2] ZHANG Yunhi, HUANG Wei, LONDON S J, et al. Ozone and daily mortality in Shanghai, China [J]. *Environ Health Perspect*, 2006, **114**(8): 1227 – 1232.
- [3] D'AMATO G. Effects of climatic changes and urban air pollution on the rising trends of respiratory allergy and asthma [J]. *Multidisciplin Respir Med*, 2011, **6**(1): 28 – 37.
- [4] MARTÍNEZ-LAZCANO J C, GONZÁLEZ-GUEVARA E, DEL C R M, et al. The effects of ozone exposure and associated injury mechanisms on the central nervous system [J]. *Rev Neurosci*, 2013, **24**(3): 337 – 352.
- [5] ZWICK H, POPP W, WAGNER C, et al. Effects of ozone on the respiratory health, allergic sensitization, and cellular immune system in children [J]. *Am Rev Respir Dis*, 1991, **144**(5): 1075 – 1079.
- [6] PARMESAN C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change [J]. *Ann Rev Ecol Evol Syst*, 2006, **37**(1): 637 – 669.
- [7] ZOU Y, DENG X J, ZHU D, et al. Characteristics of 1 year of observational data of VOCs, NO_x and O_3 at a suburban site in Guangzhou, China [J]. *Atmos Chem Phys*, 2015, **15**(12): 6625 – 6636.
- [8] 王红丽. 上海市光化学污染期间挥发性有机物的组成特征及其对臭氧生成的影响研究[J]. 环境科学学报, 2015, **35**(6): 1603 – 1611.
WANG Hongli. Characterization of volatile organic compounds (VOCs) and the impact on ozone formation during the photochemical smog episode in Shanghai, China [J]. *Acta Sci Circumstant*, 2015, **35**(6): 1603 – 1611.
- [9] 杨春燕, 陈圣波, 汪自军. 大气辐射在臭氧反演中的应用[J]. 安徽农业科学, 2010, **38**(6): 3305 – 3308.
YANG Chunyan, CHEN Shengbo, WANG Zijun. Application of atmospheric radiation in ozone retrieval [J]. *J Anhui Agric Sci*, 2010, **38**(6): 3305 – 3308.
- [10] 姚青, 孙玫玲, 刘爱霞. 天津臭氧浓度与气象因素的相关性及其预测方法[J]. 生态环境学报, 2009, **18**(6): 2206 – 2210.
YAO Qing, SUN Meiling, LIU Aixia. Analysis and prediction of surface ozone concentration and related meteorological factors in summer in Tianjin [J]. *Ecol Environ Sci*, 2009, **18**(6): 2206 – 2210.
- [11] 姜峰, 王福伟. 夏季城市臭氧浓度变化规律分析[J]. 环境与可持续发展, 2016(1): 62 – 64.
JIANG Feng, WANG Fuwei. Analysis of the changes of urban ozone concentration in summer [J]. *Environ Sustain Dev*, 2016(1): 62 – 64.
- [12] 杨洋, 马三梅, 王永飞. 植物气孔的类型、分布特点和发育[J]. 生命科学研究, 2011, **15**(6): 550 – 555.
YANG Yang, MA Sanmei, WANG Yongfei. Classification, distribution, development of plant stomata [J]. *Life Sci*

- Res*, 2011, **15**(6): 550 – 555.
- [13] 列淦文, 叶龙华, 薛立. 臭氧胁迫对植物主要生理功能的影响[J]. 生态学报, 2014, **34**(2): 294 – 306.
LIE Ganwen, YE Longhua, XUE Li. Effects of ozone stress on major plant physiological functions [J]. *Acta Ecol Sin*, 2014, **34**(2): 294 – 306.
- [14] 段玉森, 张懿华, 王东方, 等. 我国部分城市臭氧污染时空分布特征分析[J]. 环境监测管理与技术, 2011, **23**(12): 34 – 39.
DUAN Yusen, ZHANG Yihua, WANG Dongfang, *et al.* Spatiotemporal patterns analysis of ozone pollution in several cities of China [J]. *Administrat Tech Environ Monit*, 2011, **23**(12): 34 – 39.
- [15] 徐敬, 张小玲, 赵秀娟, 等. 夏季局地环流对北京下风向地区 O₃ 输送的影响[J]. 中国环境科学, 2009, **29**(11): 1140 – 1146.
XU Jing, ZHANG Xiaoling, ZHAO Xiujuan, *et al.* Influence of summer local circulation on the transportation of ozone from urban to the downwind area in Beijing [J]. *China Environ Sci*, 2009, **29**(11): 1140 – 1146.
- [16] 王荣堂, 王有宁, 董秀荣. 地膜覆盖棉花、玉米、大豆生育盛期的降温效应[J]. 生态学报, 2003, **23**(8): 1667 – 1672.
WANG Rongtang, WANG Youning, DONG Xiurong. Effects of plastic film covering on dropping ground temperature at the full-growing stages of cotton, maize and soybean [J]. *Acta Ecol Sin*, 2003, **23**(8): 1667 – 1672.
- [17] 苏彬彬. 华东森林及高山背景区域臭氧变化特征及影响因素[J]. 环境科学, 2013, **34**(7): 2519 – 2525.
SU Binbin. Characteristics and impact factors of O₃ concentrations in mountain background region of East China [J]. *Environ Sci*, 2013, **34**(7): 2519 – 2525.
- [18] 段晓瞳, 曹念文, 王潇, 等. 2015 年中国近地面臭氧浓度特征分析[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 4976 – 4982.
DUAN Xiaotong, CAO Nianwen, WANG Xiao, *et al.* Characteristics analysis of the surface ozone concentration of China in 2015 [J]. *Environ Sci*, 2017, **38**(12): 4976 – 4982.
- [19] 谈建国, 陆国良, 耿福海, 等. 上海夏季近地面臭氧浓度及其相关气象因子的分析和预报[J]. 热带气象学报, 2007, **23**(5): 515 – 520.
TAN Jianguo, LU Guoliang, GENG Fuhai, *et al.* Analysis and prediction of surface O₃ concentration and related meteorological factors in summertime in urban area of Shanghai [J]. *J Trop Meteorol*, 2007, **23**(5): 515 – 520.
- [20] 常杰, 任远, 史琰, 等. 亚热带城乡复合系统 BVOC 排放清单: 以台州地区为例[J]. 生态学报, 2012, **32**(2): 641 – 649.
CHANG Jie, REN Yuan, SHI Yan, *et al.* An inventory of BVOC emissions for a subtropical urban-rural complex: Greater Taizhou Area [J]. *Environ Sci*, 2012, **32**(2): 641 – 649.
- [21] 蔡彦枫, 王体健, 谢旻, 等. 南京地区大气颗粒物影响近地面臭氧的个例研究[J]. 气候与环境研究, 2013, **18**(2): 251 – 260.
CAI Yanfeng, WANG Tijian, XIE Min, *et al.* Impacts of atmospheric particles on surface in Nanjing [J]. *Clim Environ Res*, 2013, **18**(2): 251 – 260.
- [22] 徐晓斌, 葛宝珠, 林伟立. 臭氧生成效率(OPE)相关研究进展[J]. 地球科学进展, 2009, **24**(8): 845 – 853.
XU Xiaobin, GE Baozhu, LIN Weili. Progresses in the research of ozone production efficiency (OPE) [J]. *Adv Earth Sci*, 2009, **24**(8): 845 – 853.
- [23] 王自发, 李丽娜, 吴其重, 等. 区域输送对北京夏季臭氧浓度影响的数值模拟研究[J]. 自然杂志, 2008, **30**(4): 194 – 198.
WANG Zifa, LI Lina, WU Qizhong, *et al.* Simulation of the impacts of regional transport on summer ozone levels over Beijing [J]. *Chin J Nat*, 2008, **30**(4): 194 – 198.
- [24] STREETS D J, FU J H S, JANG C J, *et al.* Air quality during the 2008 Beijing Olympic Games [J]. *Atmos Environ*, 2007, **41**(3): 480 – 492.
- [25] ORDÓÑEZ C, BRUNNER D, STAEHELIN J, *et al.* Strong influence of lowermost stratospheric ozone on lower tropospheric background ozone changes over Europe [J]. *Geophys Res Lett*, 2007, **34**(7): L07805+. doi:10.1029/2006GL029113, 2007.
- [26] VINGARZAN R. A review of surface ozone background levels and trends [J]. *Atmos Environ*, 2004, **38**(21): 3431 – 3442.

- [27] 侯雪伟, 朱彬, 王东东. 东亚季风转换对西北太平洋近地面 O_3 春季高值的影响[J]. 气候与环境研究, 2012, **17**(3): 303 – 314.
HOU Xuewei, ZHU Bin, WANG Dongdong. The impact of East Asia Monsoon's conversion on the surface ozone spring maximum in the northwestern Pacific region [J]. *Clim Environ Res*, 2012, **17**(3): 303 – 314.
- [28] LAMAUD E, CARRARA A, BRUNET Y, *et al.* Ozone fluxes above and within a pine forest canopy in dry and wet conditions [J]. *Atmos Environ*, 2002, **36**(1): 77 – 88.
- [29] 刘新春, 钟玉婷, 何清, 等. 塔克拉玛干沙漠腹地近地面臭氧浓度变化特征及影响因素分析[J]. 中国沙漠, 2013, **33**(2): 626 – 633.
LIU Xinchun, ZHONG Yuting, HE Qing, *et al.* The variation characteristics and influencing factors of surface ozone concentration in the Taklimakan Desert Hinterland [J]. *J Desert Res*, 2013, **33**(2): 626 – 633.
- [30] 陈魁, 郭胜华, 董海燕, 等. 天津市臭氧浓度时空分布与变化特征研究[J]. 环境与可持续发展, 2010, **35**(1): 17 – 20.
CHEN Kui, GUO Shenghua, DONG Haiyan, *et al.* Study on the space-time distribution and change characteristic of ozone concentration in Tianjin [J]. *Environ Sustain Dev*, 2010, **35**(1): 17 – 20.
- [31] 郑冬, 李丹, 纪德钰, 等. 大连市近地面臭氧污染规律研究及与 $PM_{2.5}$ 等污染物的相关性分析[J]. 环境与可持续发展, 2014, **39**(6): 177 – 180.
ZHENG Dong, LI Dan, JI Deyu, *et al.* Study on ozone in dalian urban and correlation between ozone and $PM_{2.5}$, other pollutants [J]. *Environ Sustain Dev*, 2014, **39**(6): 177 – 180.
- [32] 白建辉, 徐永福, 陈辉, 等. 鼎湖山森林地区臭氧及其前体物的变化特征和分析[J]. 气候与环境研究, 2003, **8**(3): 370 – 380.
BAI Jianhui, XU Yongfu, CHEN Hui, *et al.* The variation characteristics and analysis of ozone and its precursors in the Dinghushan Mountain forest area [J]. *Clim Environ Res*, 2003, **8**(3): 370 – 380.
- [33] 刘建, 吴兑, 范绍佳, 等. 前体物与气象因子对珠江三角洲臭氧污染的影响[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(3): 813 – 820.
LIU Jian, WU Dui, FAN Shaojia, *et al.* Impacts of precursors and meteorological factors on ozone pollution in Pearl River Delta [J]. *China Environ Sci*, 2017, **37**(3): 813 – 820.
- [34] 陈漾, 张金谱, 黄祖照. 广州市近地面臭氧时空变化及其与气象因子的关系[J]. 中国环境监测, 2017, **33**(4): 99 – 109.
CHEN Yang, ZHANG Jinpu, HUANG Zuzhao. Spatial-temporal variation of surface ozone in Guangzhou and its relations with meteorological factors [J]. *Environ Monit China*, 2017, **33**(4): 99 – 109.
- [35] 齐冰, 牛彧文, 杜荣光, 等. 杭州市近地面大气臭氧浓度变化特征分析[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(2): 443 – 451.
QI Bing, NIU Yuwen, DU Rongguang, *et al.* Characteristics of surface ozone concentration in urban site of Hangzhou [J]. *China Environ Sci*, 2017, **37**(2): 443 – 451.
- [36] 刘姣姣, 蒋昌潭, 宋丹, 等. 重庆夏季近地面臭氧变化规律及影响因素分析[J]. 重庆大学学报(自然科学版), 2014, **37**(8): 91 – 98.
LIU Jiaojiao, JIANG Changtan, SONG Dan, *et al.* Analysis of distribution characteristics of surface ozone and its influencing factors in summer in Chongqing [J]. *J Chongqing Univ Nat Sci Ed*, 2014, **37**(8): 91 – 98.
- [37] 陈鹏飞, 张蕾, 权建农, 等. 北京地区臭氧时空分布特征的飞机探测研究[J]. 环境科学, 2012, **33**(12): 4141 – 4150.
CHEN Pengfei, ZHANG Qiang, QUAN Jiannong, *et al.* Temporal and spatial distribution of ozone concentration by aircraft sounding over Beijing [J]. *Chin J Environ Sci*, 2012, **33**(12): 4141 – 4150.