

DOI: 10.5846/stxb202110313054

王钦艺, 黄玫, 王昭生, 王绍强, 李跃林. 臭氧污染对亚热带森林生产力和生物量的影响——以鼎湖山为例. 生态学报, 2023, 43(5): 1832-1842.

Wang Q Y, Huang M, Wang Z S, Wang S Q, Li Y L. Impact of ozone pollution on productivity and biomass of subtropical forests: A case study in Dinghushan. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(5): 1832-1842.

臭氧污染对亚热带森林生产力和生物量的影响

——以鼎湖山为例

王钦艺¹, 黄玫^{2,*}, 王昭生², 王绍强^{1,2,3}, 李跃林⁴

1 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院区域生态过程与环境演变实验室, 武汉 440074

2 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101

3 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 101499

4 华南植物园, 广州 510650

摘要: 全球气候变化背景下, 我国近地面臭氧浓度不断增加, 已严重威胁到森林生态系统。但是, 目前臭氧污染影响我国亚热带森林生物量的研究仍然具有较高的不确定性。本研究比较了不同模型和不同参数化方案评估的鼎湖山森林和林下草地生物量损失率的差别, 比较了鼎湖山阔叶林和针叶林以及林下草地的生物量损失率与总初级生产力(GPP)损失率的一致性。2015—2016年臭氧污染造成的鼎湖山阔叶林生物量损失率为11.3%—11.69%, 针叶林生物量损失率为3.97%—3.68%, 草地生物量损失11.2%—14.6%; 不同参数化方案估计的鼎湖山阔叶林的生物量损失率在9%—13%之间, 针叶林的生物量损失率在3.68%—4.4%之间变化, 草地在11.2%—14.6%之间。基于臭氧剂量响应关系模型估算的阔叶林GPP损失率为10%—12.6%, 针叶林GPP损失率为1.81%—2.6%, 草地GPP损失率为3.2%—3.3%。总的来看, 鼎湖山阔叶林和针叶林的生物量和GPP损失具有较高的一致性, 阔叶林生物量和GPP的损失率明显高于针叶林生物量和GPP的损失率。

关键词: 臭氧; 亚热带森林; 生物量; 干沉降模型

Impact of ozone pollution on productivity and biomass of subtropical forests: A case study in Dinghushan

WANG Qinyi¹, HUANG Mei^{2,*}, WANG Zhaosheng², WANG Shaoqiang^{1,2,3}, LI Yuelin⁴

1 Key Laboratory of Regional Ecology and Environmental Change, School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences, Wuhan 440074, China

2 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

3 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101499, China

4 South China Botanical Garden, Guangzhou 510650, China

Abstract: In the context of global climate change, the increasing surface ozone concentration in China has seriously threatened the forest ecosystem. However, the research on the effects of ozone pollution on the biomass of subtropical forests in China is still uncertain. In this study, we compared the difference of biomass loss rate between forest and understory grassland assessed by different models and different parameterization schemes, and compared the consistency of biomass loss rate and total primary productivity (GPP) loss rate between broad-leaved forest and coniferous forest and understory grassland in Dinghushan. The biomass loss rates of broad-leaved forest, coniferous forest and grassland were 11.3% to

基金项目: 国家自然科学基金项目(41971135); 国家自然科学基金项目(41801082); 国家自然科学基金项目(41630532); 中国地质大学(武汉)科研启动基金资助项目(162301192642)

收稿日期: 2021-10-31; **网络出版日期:** 2022-10-21

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huangm@igsnr.ac.cn

11.69%, 3.97% to 3.68% and 11.2% to 14.6%, respectively, caused by ozone pollution in Dinghushan during 2015—2016. The biomass loss rate of broad-leaved forest, coniferous forest and grassland varied from 9% to 13%, 3.68% to 4.4% and 11.2% to 14.6%, respectively. The GPP loss rate of broad-leaved forest, coniferous forest and grassland was estimated to be 10% to 12.6%, 1.81% to 2.6% and 3.2% to 3.3% based on ozonometry response model. In general, the biomass and GPP loss of broad-leaved forest and coniferous forest in Dinghushan had a high consistency, and the loss rate of broad-leaved forest biomass and GPP was significantly higher than that of coniferous forest.

Key Words: ozone; subtropical forest; biomass; dry deposition model

北半球自工业化革命以来,大气臭氧浓度已增加了约 60%—100%,模型预测指出,依据现有的增长速度,到 2050 年大气臭氧浓度会比 2020 年高出 20%—25%^[1-2]。中国作为世界上臭氧污染最严重的国家之一,近些年臭氧污染呈现较快增长趋势^[3]。众多研究表明,对流层臭氧(O₃)会严重损害植被的光合作用,并且明显降低植被叶片 CO₂吸收的饱和速率^[4-8]。植株尺度上,CO₂同化速率的下降使得生态系统净初级生产力降低,从而导致整个植株水平上叶面积和生物量的减少^[9-10]。开顶式气室(OTCs)控制实验得出的结论表明地表 O₃浓度升高会对植物光合作用、生长和生物量积累、物质分配等过程引起连锁负效应导致陆地生态系统生产力和固碳能力降低,削弱了自然生态系统的碳汇能力^[11-12]。不难看出臭氧在影响植物生物量的同时也在削弱植被的生产力^[11,13],基于这种关联性,国外也展开了大量基于生物量来探索臭氧影响陆地生态系统生产力的模拟研究^[2,14-15]。

臭氧污染对生态系统风险的评估方法主要包括三种:浓度响应方法,剂量响应关系和通量响应模型^[16]。浓度响应关系评估指标主要包括 M7(白天 7 h (9:00—16:00) O₃ 浓度平均值)/M12(白天 12 h (8:00—20:00) O₃ 浓度平均值)^[17]等方法,早期曾广泛应用于表征 O₃浓度暴露与农作物产量损失相关性的研究中,但这类方法考虑因素单一,无法解释臭氧对植被的反应机理。剂量响应关系评估指标主要有 SUM60(3 个连续生长季内超过 60 ppb 浓度的 O₃浓度累积值),W126(基于 s 型加权日间臭氧浓度的累积臭氧暴露指数),AOTX(白天 O₃ 小时累积浓度超过 X μg/kg 阈值)等^[18],该类方法考虑了臭氧对植物的影响,但是其他环境因子对植物的协同影响考虑不足。伴随着臭氧暴露的研究,学者们也逐渐发现不同植被对于臭氧的抗氧化能力不同^[19],气孔吸收到叶片中的臭氧通量能够更直观,更贴切地表达臭氧对植物地影响程度^[20-21],因此通过臭氧吸收通量响应模型计算 POD_y超过阈值 Y nmol 的气孔臭氧通量累积量^[22-23]来进行风险评估的方法开始在世界范围内被广泛应用^[24,18]。

当全球平均臭氧浓度升高到 64 nL/L 和 97 nL/L 时,全球森林总生物量将分别减少 11%和 17%^[11]。Yue 等^[25]发现 1998—2007 年期间臭氧对美国东、西部地区森林分别造成了 11%—17%和 4%—8%的总初级生产力(GPP)损失。Anav 等^[14]研究结果表明欧洲森林 1999 年 GPP 损失约为 22%,叶面积指数(LAI)损失约为 15%—20%。对于中国地区而言,大量研究关注臭氧对于农作物产量的影响^[26-30],例如,国内现已研究了对臭氧敏感的 20 余种小麦和 18 种大豆^[31]。现有研究表明,中国地区臭氧导致小麦减产 10.5%—37.3%;玉米减产 1.80%—6.42%,其他作物类型如薯类、油菜、水稻和豆类,分别减产 2.9%—10.5%、3.2%—11.3%、5.2%—18.4%和 5.3%—18.9%^[29-30]。同时也有研究关注臭氧污染对森林的影响^[29,31-33],如 Feng 等^[34]估算了臭氧污染影响中国森林的生物量损失率在 0%—30%左右,AD Marco 等^[33]估算了臭氧污染对亚洲森林生物量的影响,其中,中国亚热带常绿林的生物量损失率约 5%,落叶林生物量损失率是 16%。Unger 等^[35]使用大气传输模型和 YIBS 型(耶互动生),基于地区的排放清单估算了中国东部地区的平均总初级生产力(GPP)损失为 13%,其损失范围在 5%—20%之间。不难看出对森林和部分半自然植被的研究在中国仍然十分缺乏。此外有关臭氧污染影响我国亚热带森林生物量的研究目前仍然具有较高的不确定性,且选用何种方法仍然存在争议^[16]。Feng 等^[28]采用白天 O₃ 小时累积浓度超过 40 μg/kg 阈值指标研究了臭氧污染对中国森林的影响,由于臭氧剂量响应关系模型方法无法反映植被受其他环境因子的影响,因此研究结果存在一定的不确定性^[29]。

AD Marco 等^[33]人虽然利用了臭氧吸收通量响应模型对亚洲地区森林生物量对臭氧污染的响应进行了评估,但是该研究并未区分亚热带常绿林中的阔叶林和针叶林类型,而阔叶林与针叶林对臭氧污染的响应差异较大,导致 AD Marco 等的评估结果也存在不确定性。另一方面,过去对臭氧污染影响森林 GPP 和生物量的评估都是分别进行。森林的 GPP 和生物量虽然是不同的特征量,但二者具有较强的关联。过去的研究分别评估了臭氧污染对森林 GPP 和生物量的影响,但还没有针对同样的森林来比较二者是否一致。

鼎湖山被誉为“北回归线上的绿洲”,分布着灌草丛、针叶林、针阔叶混交林和季风常绿阔叶林等植被,其中季风常绿阔叶林为亚热带地带性植被的典型代表。虽然在鼎湖山已有部分关于臭氧浓度的研究,但是大多集中在臭氧对气孔导度的影响和单纯的风险评估,以及臭氧季节变化上^[36-38],对于森林生物量和 GPP 的研究仍然较为缺乏。因此,本研究以鼎湖山为例,比较不同生物量损失评估方法和不同参数化方案所评估的鼎湖山森林生物量损失率的差别,比较臭氧污染影响阔叶林和针叶林的生物量损失率与 GPP 损失率是否具有有一致性。研究结果可为准确评估臭氧污染对我国亚热带森林的影响提供参考。

1 研究方法

1.1 研究站点

模拟站点位于广东省肇庆市鼎湖山保护区鼎湖山森林站(北纬 23°09′—23°11′,东经 112°30′—112°33′),该站点属亚热带季风湿润气候,年均气温 20.9 °C,7 月平均气温为 28.1 °C,1 月为 12.0 °C,极端最低气温零下 0.2 °C,偶有短暂霜冻。年降雨 1564 mm,4—9 月为主要降雨季节。年平均蒸发量 1115 mm,年平均相对湿度 82%。地带性土壤为赤红壤,山地垂直分布有黄壤和山地灌丛草甸土。赤红壤分布于海拔 300 m 以下的丘陵低山,土层厚 40—80 cm;黄壤分布于海拔 300—900 m,土层厚 40—90 cm;900 m 以上为山地灌丛草甸土,土层厚 20—30 cm。主要植被类型有季风常绿阔叶林、针阔混交林、针叶林、山地常绿阔叶林等。

1.2 数据来源

本研究每小时臭氧浓度数据来源于国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn/>)发布的全国大气污染站点统计的臭氧浓度小时尺度数据。气象数据来自于 China Flux(中国通量网)(<http://www.chinaflux.org/>)鼎湖山森林生态试验站逐日小时尺度监测数据^[39]。使用了鼎湖山站 2015—2016 年的 GPP 观测数据作为模拟结果的验证。本研究的模拟 GPP 数据来源于植被、土壤、大气碳交换模型(CEVSA)的模拟结果。植被数据来源主要参考了鼎湖山植物名录,在植被功能型中选择了较为接近的物种。

1.3 臭氧影响 GPP 的评估方法

本研究评估臭氧污染影响 GPP 的指标采用 AOT40 臭氧响应函数:

$$GPP_{O_3} = GPP \times (1 - I_{O_3\text{month}}) \quad (1)$$

其中, GPP_{O_3} 是受臭氧影响的月 GPP 总量, GPP 为没受臭氧影响的潜在月 GPP 总量,两者之差即为 GPP 损失量, $I_{O_3\text{month}}$ 的计算公式如下^[14]:

$$I_{O_3\text{month}} = \alpha \times g_{sto} \times AOT40 \quad (2)$$

其中 α 是吸收系数,根据不同的森林类型分别取值。阔叶林^[20]的取值范围是 $(2.6 \times 10^{-6}) \pm (2.8 \times 10^{-7})$,针叶林^[40]的取值范围是 $(0.8 \times 10^{-6}) \pm (3.6 \times 10^{-7})$,草地的取值范围与阔叶树取值相同 $(2.6 \times 10^{-6}) \pm (2.8 \times 10^{-7})$ 。 g_{sto} 为月平均气孔导度。AOT40 是指每小时臭氧浓度超过 40 nL/L 部分的累积值(单位为 nL/L),计算公式如下:

$$AOT40 = \sum_{i=1}^n ([O_3] - 40) \times \Delta t \quad (3)$$

其中 $[O_3]$ 表示每小时平均臭氧浓度, $\Delta t = 1 \text{ h}$, n 代表超过 40 nL/L 的总小时数。研究仅计算日照时间下的 AOT40 累积,即每天的 8:00 到 20:00 之间。

1.4 臭氧影响生物量的评估方法

臭氧污染影响阔叶林(RB)和针叶林(RN)以及草地(RG)的生物量损失采用 Franz^[41]和 Chapter III^[18]的方法,计算公式如下:

$$RB = 1 - 0.00142 \times \text{POD}_1 \quad (4)$$

$$RN = 1 - 0.000785 \times \text{POD}_1 \quad (5)$$

$$RG = 1 - 0.0085 \times \text{POD}_1 \quad (6)$$

其中, POD_1 代表阈值为 $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 的通气累积方案, 指生长季中植被在一小时内吸收的臭氧通量超过 1 nmol 的累积量, POD_1 采用 DO_3SE 模型进行估算。

1.5 DO_3SE 模型介绍

用于气孔交换的臭氧沉积模型 (DO_3SE) 是一种模拟气孔交换的臭氧沉降模型^[42-45], DO_3SE 模型已经在北半球的许多研究中得到了应用和改进。该模型采用阶乘模型算法和光合作用线性函数算法, 考虑了气温、水汽压亏缺、光合有效辐射、土壤含水量和植物物候阶段对气孔导度的影响^[46]。此外, 模型纳入了大气阻力和边界阻力的计算^[47]。

DO_3SE 模型计算植物毒性臭氧剂量 POD_y (y 为臭氧气孔通量阈值 y 以上的累积量, 以 $\text{nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 为单位), 本研究选用超过阈值 1 nmol 的气孔臭氧通量累积量 (POD_1) 进行计算, 1 nmol 被认为是不会对气孔产生损害的一个臭氧剂量阈值, 公式如下:

$$\text{POD}_1 = \int_{\text{begin}}^{\text{end}} (g_{\text{sto}} \times [\text{O}_3] - 1) dt \quad (7)$$

其中, begin 是生长季开始日期, end 是生长季结束日期, g_{sto} 是小时平均气孔导度, $[\text{O}_3]$ 是小时平均臭氧浓度。时间积分步长为 1 小时, 计算整个生长期的臭氧累积量。

DO_3SE 模型最初使用的气孔导度算法是 Jarvis 阶乘模型^[48], Jarvis 阶乘模型表达式如下:

$$g_{\text{sto}} = g_{\text{max}} \times f_{\text{phen}} \times f_{\text{light}} \times \max\{f_{\text{min}}, (f_{\text{temp}} \times f_{\text{VPD}} \times f_{\text{SWC}})\} \quad (8)$$

其中 g_{max} 是植物对 O_3 ($\text{mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) 的最大气孔导度。 f_{phen} f_{light} f_{temp} f_{VPD} 和 f_{SWC} 分别表示 g_{max} 随叶年龄 (物候)、叶表面光通量密度 (PPFD, $\mu \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), 表面空气温度 (T , $^{\circ}\text{C}$), 蒸汽压差 (VPD, kPa), 土壤体积含水量 (SWC, m^3/m^3) 变化的函数关系。函数 f_{min} 是表示 g_{max} 的最小气孔导度所对应的函数值。

An-Gs (光合-气孔耦合模型) 在 2013 年才被 Emberson 等加入到 DO_3SE 模型中, 虽然使用该模块的研究较少, 但是 An-Gs 模型已经被证明能够很好模拟气孔导度变化^[49-50], 该模型主要是根据 Leuning^[49] 和 Ball^[51] 对气孔导度与光合作用相关性曲线的研究, 模拟出了气孔导度随光合作用的变化趋势:

$$g_{\text{sto}} = g_0 + m \times \frac{A_{\text{net}}}{\left[(C_s - \Gamma) \left(1 + \frac{D_s}{D_0} \right) \right]} \quad (9)$$

其中 g_0 是最小气孔导度 (剩余气孔导度)^[45], 等价于光合-气孔回归曲线的截距, 该值通常接近于零, 偶尔较大。 m 是 g_{sto} 对同化速率和湿度/ CO_2 浓度的复合敏感性。 A_{net} 为光合作用, D_0 和 D_s 代表湿度亏缺。可以看出在气象条件稳定的情况下, 气孔导度的变化取决于最大电子传递速率 (J_{max})、最大羧化速率 ($V_{c_{\text{max}}}$) 等参数。本研究主要计算结果采用了 An-Gs 模型, 参考 Yue^[52] 的方案进行修改后获得, 具体参数如表 1 所示。

表 1 本研究参数化方案

Table 1 Parameterization scheme of this study

模型参数及方案 Model parameter name and scheme	本研究 B This research B	本研究 C This research C	本研究 D This research D
最大羧化速率 $V_{c_{\text{max}}}/(\mu \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1})$	30	40	45
最大电子传递速率 $J_{\text{max}}/(\mu \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1})$	60	80	90
敏感系数 m	9	9	11

$V_{c_{\text{max}}}$: 最大碳同化速率 Maximum carboxylation rate; J_{max} : 最大羧化速率 Maximum electron transfer rate; 其中 B、C、D 分别表示阔叶林, 针叶林和草地

2 结果

2.1 臭氧污染的季节变化特征

图 1 展示了鼎湖山 2015—2016 年日平均臭氧浓度变化。2015—2016 年大气臭氧浓度平均值分别是 43 nL/L、51 nL/L, 累计分别有 200 d、241 d 平均臭氧浓度超过 AOT40 (40 nL/L) 的危害阈值。全年平均臭氧浓度已接近或超过王萍等^[53]提出的 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (约 47 nL/L) 国家一级最大 8 小时臭氧浓度限制水平, 部分月份平均臭氧浓度已接近国家二级最大八小时臭氧浓度限制水平 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (约 76 nL/L)。臭氧浓度值在冬季和秋季较高, 2015—2016 年鼎湖山 1—4 月臭氧浓度平均值分别是 41 nL/L 和 43 nL/L, 5—10 月份鼎湖山平均臭氧浓度分别是 47 nL/L 和 51 nL/L, 除 2 月和 3 月, 以及 12 月外, 鼎湖山大气臭氧浓度都已经超过 AOT40 (40 nL/L) 的危害阈值, 较高的臭氧浓度将直接影响植被的正常生长。

2.2 臭氧污染对 GPP 的影响

臭氧污染引起的阔叶林和针叶林以及草地的 GPP 损失率的季节变化特征如图 2 所示。阔叶林 2015—2016 年全年损失 GPP 分别是 $235 \text{ gC}/\text{m}^2$ 、 $261 \text{ gC}/\text{m}^2$, 损失率达 13.53%、10.24%。4—9 月是阔叶林 GPP 损失最大的月份, 5 个月共损失 GPP $187 \text{ gC}/\text{m}^2$ 、 $206 \text{ gC}/\text{m}^2$, 占全年 GPP 损失的 85%。GPP 损失量最大出现于 2015 年 7 月和 2016 年 8 月, 损失量为 $41.2 \text{ gC}/\text{m}^2$ 、 $42 \text{ gC}/\text{m}^2$, 损失率高达 14.4% 和 18.66%。

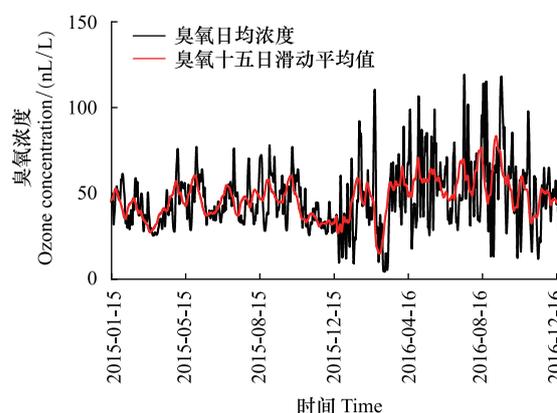


图 1 2015—2016 年鼎湖山臭氧浓度日均值及十五日滑动平均曲线

Fig.1 Daily mean and 15-day moving average curve of ozone concentration in Dinghushan from 2015 to 2016

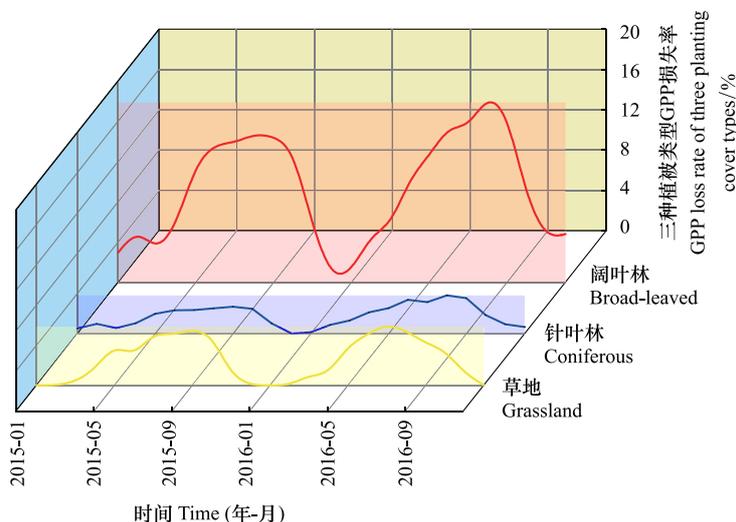


图 2 臭氧污染引起的阔叶林、针叶林和草地的总初级生产力 (GPP) 损失率的季节变化特征

Fig.2 Seasonal change of GPP loss rate in broad-leaved forest, coniferous forest and grassland caused by ozone pollution

针叶林全年 GPP 损失量分别为 $41 \text{ gC}/\text{m}^2$ 、 $48 \text{ gC}/\text{m}^2$, 损失率达 2.48% 和 1.81%。5—9 月是针叶林 GPP 损失较高的月份, 累计 GPP 损失 $30.7 \text{ gC}/\text{m}^2$ 、 $42 \text{ gC}/\text{m}^2$, 占全年针叶林 GPP 损失量的 74% 和 85.3%。GPP 损失量最大月份和阔叶林一致, GPP 损失量最大达 $7 \text{ gC}/\text{m}^2$ 、 $8.7 \text{ gC}/\text{m}^2$, 损失率为 2.7% 和 6.35%。

草地 GPP 损失率分别为 3.2% 和 3.3%, 由于 GPP 观测数据无法拆分为林上和林下部分, 因此草地 GPP

损失量并未计算,仅计算了草地的 GPP 潜在损失率。

2.3 臭氧污染对生物量的影响

本研究通过 POD_1 方法计算得出,2015—2016 年臭氧污染导致的鼎湖山阔叶林生物量损失率达 11.3% 和 11.69%,针叶林的生物量损失率是 3.97% 和 3.68%,草地生物量损失 11.2% 和 14.6%。并且对比了不同地区亚热带基于不同树种获得的参数化方案,如图 3 所示是 5 种不同的参数化方案所评估的鼎湖山阔叶林和针叶林以及草地的 POD_1 值以及生物量损失率。5 种方案分别是 B1、B2 阔叶林参数化方案和 C1、C2 针叶林参数化方案 D1 草地方案以及本研究的参数化方案。

图 3 展示了基于不同参数化方案计算的 POD_1 值及其生物量损失率。B1、B2 参数化方案计算的两年的 POD_1 累积量分别是 2015 年 87.8 $mmol/m^2$ 、62.7 $mmol/m^2$,2016 年 92 $mmol/m^2$ 、64.5 $mmol/m^2$,本研究参数化方案计算的 POD_1 累积量为 79.6 $mmol/m^2$ 、87 $mmol/m^2$ 。C1^[48] 和 C2^[49] 等对针叶林的参数化方案计算结果分别是 2015 年 55 $mmol/m^2$ 、56 $mmol/m^2$ 以及 2016 年 46 $mmol/m^2$ 、48 $mmol/m^2$,本研究为 44 $mmol/m^2$ 和 42 $mmol/m^2$ 。针对阔叶林的生物量损失率,B1、B2 方案分别是 2015 年是 12.47%、8.8%,2016 年是 13%、9%,本研究为 11.3% 和 11.69%。针对针叶林的生物量损失率 C1、C2 分别是,2015 年 4.3%、3.6%,2016 年 4.4%、3.8%,本研究为 3.9% 和 3.68%。D1^[36] 方案计算的计算的 POD_1 累积量分别是,2015 年 22 $mmol/m^2$,2016 年 17 $mmol/m^2$,本研究使用的参数化方案 D 分别是计算的 POD_1 累积量 13.2 $mmol/m^2$ 和 17.1 $mmol/m^2$ 。由 D1 方案计算的草地生物量损失率是 18.7%、14.6%,本研究方案计算的损失率分别是 11.2% 和 14.6%。由此看到,不同参数化方案估计的鼎湖山阔叶林的生物量损失率在 9%—13% 之间,针叶林的生物量损失率在 3.68%—4.4% 之间,草地损失率在 11.2%—18.7% 之间。具体参数化方案如表 2 所示。

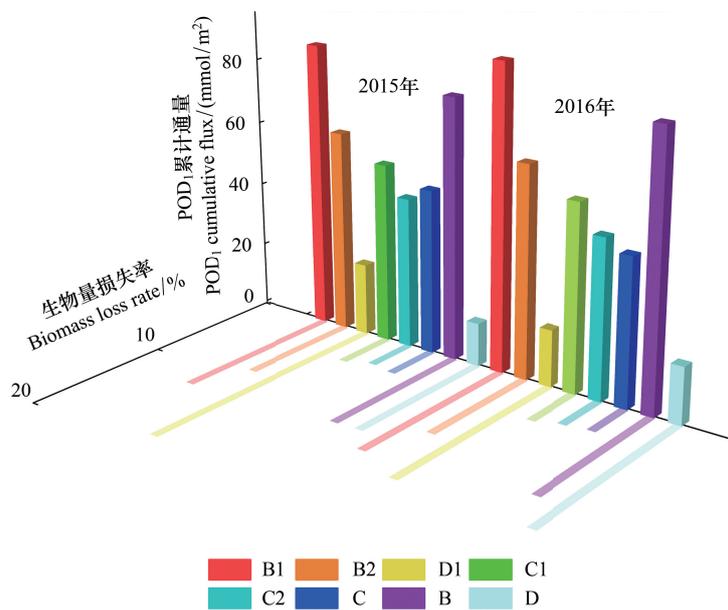


图 3 基于不同气孔参数化方案计算的气孔臭氧通量及其生物量损失

Fig.3 Ozone flux and its biomass loss calculated based on different stomatal parameterization schemes

POD_1 表示超过阈值 1 nmol 的气孔臭氧通量累积量;B 代表本研究的阔叶林方案(broad-leaf),B1 和 B2 分别表示其他研究中的阔叶林方案;C 代表本文的针叶林方案(coniferous),C1 和 C2 分别表示其他研究中的针叶林方案;D 代表本文中的草地方案(Grassland),D1 代表其他研究中的草地方案

3 讨论

3.1 不同参数化方案对评估的生物量损失率的影响

本研究的 POD_1 累积量对阔叶林和针叶林分别是 79.6 $mmol/m^2$ 、87 $mmol/m^2$ 和 44 $mmol/m^2$ 、47 $mmol/m^2$ 。

Proietti 等^[56]研究的欧洲地区 37 个森林站的阔叶林的 POD_0 在 40—60 mmol/m² 之间, 针叶林在 16—30 mmol/m² 之间, 相较于本研究结果偏低, 其中原因之一是 Jarvis 模型的最大气孔导度值并不适用于中国地区, 这导致 C2 方案的 POD_1 远小于其他几个方案的结果。本研究的针叶林的 POD_1 累积量与王立景等^[36]观测的鼎湖山马尾松的臭氧累积量接近, 王立景等通过观测换算的 AF_{st} 1.6 的值 30 mmol/m², 利用其给出的每日吸收臭氧通量进行换算, 相当于 43 mmol/m² POD_1 , 表明该参数化方案所计算的针叶林气孔导度和臭氧通量均与实际较为接近。

表 2 不同参数化方案及参考文献

Table 2 Main parameter values and references of the Jarvis model

模型参数及方案 Model parameter and scheme	方案 B1 Parameter B1 RocAlonso ^[54]	方案 B2 Parameter B2 ChapterIII ^[18]	方案 D1 Parameter D1 ChapterIII ^[18]	方案 C1 Parameter C1 P.Büker ^[55]	方案 C2 Parameter C2 Proietti ^[56]	本研究 B This research B Yue ^[52]	本研究 C This research C Yue ^[52]	本研究 D This research D Yue ^[52]
$g_{max}/(mmol\ O_3\ m^{-2}\ s^{-1})$	285	195	225	230	180			
Light	0.009	0.012	0.009	0.013	0.01			
$T_{opt}/^{\circ}C$	23	23	28	27	27			
$T_{min}/^{\circ}C$	2	1	0	10	5			
$T_{max}/^{\circ}C$	38	39	37	38	40			
VPD_{min}/kPa	4	4	3.2	3.2	4			
VPD_{max}/kPa	2.2	2.2	1.2	1	1.6			
F_{min}	0.02	0.02	0.02	0.15	0.15			
$Vc_{max}/(\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1})$	-	-	-	-	-	30	40	45
$J_{max}/(\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1})$	-	-	-	-	-	60	80	90
m	-	-	-	-	-	9	9	11

g_{max} : 最大气孔导度 Maximum stomatal conductance; Light: 光响应系数 Light response coefficient; T_{opt} : 最适温度 The optimal temperature; T_{min} : 最低温度 The minimum temperature, T_{max} : 最高温度 Maximum temperature; VPD_{min} : 最小蒸气压差 Minimum vapor pressure difference; VPD_{max} : 最大蒸气压差 Maximum vapor pressure difference; F_{min} : 最小影响系数 Minimum influence coefficient; B 代表本研究的阔叶林方案 (broad-leaf), B1 和 B2 分别表示其他研究中的阔叶林方案; C 代表本文的针叶林方案 (coniferous), C1 和 C2 分别表示其他研究中的针叶林方案; D 代表本文中的草地方案 (Grassland), D1 代表其他研究中的草地方案

不同的参数化方案表明臭氧对鼎湖山阔叶林和针叶林的生物量影响在 9%—13% 和 3.68%—4.4% 之间。引起不同参数化方案差异的主要原因是参数化方案所选取的树种不同, 且在不同地区植被的生长状况差异也会影响参数方案与实际气孔导度之间的误差。B1 方案是 Alonso 等^[54]基于对栎树研究提出的用于全球常绿阔叶林的研究, C2 方案是 Proietti^[56]所使用的地中海松的参数化方案, D1 方案主要用于地中海草地的气孔模拟, 这三个方案主要适应于地中海气候, 夏天少雨高温, 冬天多雨寒冷, 与鼎湖山的亚热带季风气候截然相反, 因此在计算得出的臭氧通量曲线上也截然相反, 呈线冬季高夏季低的情况。其次, 研究区域的不同, 也会导致物候, 气候, 土壤等问题的差异。例如 Clapter III^[18]中的 B2 方案和 P.Büker^[55]提出的用于模拟针叶林的参数化方案, 最初用于可以用于全球植被类型的气孔导度模拟, 但是这种全球的参数化方案无疑忽视了一部分区域差异, 从而带来不确定性。可见, 不同常绿植被类型方案的选择对于研究存在着很大的不确定性。

此外, 对于生物量损失的方案选择也同样重要, Feng 等^[34]使用 AOT40 暴露函数对 2015 年中国亚热带常绿森林生物量损失的估算值在 0%—30% 之间, 广东省大部分地区常绿林生物量损失在 10%—20% 之间, 并且他所使用的常绿林参数化方案主要来自于 Büker^[55]以常绿针叶林作为参考建立的。本研究基于 POD_1 计算的阔叶林和针叶林生物量损失已经表明了相同臭氧浓度下, 针叶林和阔叶林的臭氧通量、生物量损失、GPP 损失存在着巨大差异。且本研究计算的 AOT40 全年累积量分别为 55 $\mu L/L$ 和 89 $\mu L/L$, 使用 Feng^[34]所建议的方法, 常绿林阔叶林生物量损失为 32% 和 46.8%, 远高于本研究利用 POD_1 计算得出的结果 11.69%。AD Marco^[33]针对亚洲地区绘制的臭氧风险地图也表明中国亚热带地区全年 POD_1 在 80—100 mmol 之间, 针叶林生物量损失 4% 左右, 阔叶林生物量损失 16% 左右, 与本研究得到的 POD_1 结果以及阔叶林和针叶林生物量损

失结果基本一致。Zhang 等^[57]对水杉等多个树种观测实验进行了荟萃分析,表明水杉在当下臭氧浓度下将损失 7% 的生物量,伴随臭氧浓度进一步上升,生物量损失将达到 11%。此外,Zhang^[58]对阔叶树的观测实验也证明,中国地区的 6 种乡土阔叶种的生物量损失在 2%—21% 之间,这与本研究的结果也更为接近。基于以上对比可以看出不同的参数化方案本身存在一定的误差和适用区域,在计算臭氧对森林生物量影响的过程中,参数化方案的选择和森林类型的划分对最终的模拟结果具有很大影响。

3.2 考虑臭氧污染可提高 CEVSA 模型对 GPP 的模拟精度

本研究对阔叶林的全年 GPP 损失率的估计值与 Yue 等^[52]对美国各州阔叶林估算的 GPP 损失率的最大值(14%)接近。Proietti 等^[56]研究了臭氧污染对欧洲 37 个森林站点 2000—2010 年 GPP 的影响,发现各个站点多年平均 GPP 损失率在 2%—12% 之间。其中,意大利的 Bosco Fontana、瑞士的 Magadino 和斯洛伐克的 Topolniky 的阔叶林 GPP 年均损失达到了 12%,其余阔叶林站点年均 GPP 损失均未超过 10%。本研究中 GPP 损失率高于欧洲森林的可能原因是鼎湖山地区臭氧污染相对更严重。鼎湖山全年臭氧 AOT40 的累积量是 $89\mu\text{L}/\text{L}$,相较于欧洲大部分森林站点偏高,欧洲森林站 AOT40 的累积量在 $65\text{—}70\mu\text{L}/\text{L}$ ^[56]之间。Yue 等^[52]估计的美国各州受到臭氧影响的针叶林的 GPP 年损失率在 2%—10% 之间。Proietti 等^[56]研究的欧洲地区 37 个森林站针叶林的 GPP 损失率在 0%—4% 之间。本研究的估计与 Proietti 等^[56]的研究一致,在 Yue 等^[52]对美国针叶林估算的损失范围之内。主要原因是本研究中的针叶林以马尾松为代表,参数化方案与欧洲树种接近,与美国黄松存在一定差异,因此结果也与欧洲相近。

本研究获取了鼎湖山阔叶林 GPP 的观测数据,并与 CEVSA 模型模拟的 GPP 进行了比较。CEVSA 模型模拟的阔叶林月 GPP 值与鼎湖山实际观测的阔叶林 GPP 的相关系数为 0.8099,标准误差 RMSE = 63.19。用月 GPP 模拟结果减去臭氧污染引起的月 GPP 损失量得到的 GPP 值与实际观测 GPP 的相关系数 R^2 和标准误差 RMSE 分别为,2015 年 0.7934, RMSE = 31, 2016 年 0.8207, RMSE = 37.65。扣除臭氧污染影响得到的 GPP 与实际观测 GPP 的相关系数有所提高,标准误差降低。说明在模型中纳入臭氧污染对气孔和光合的影响模块可以提高过程模型对 GPP 的模拟精度。此外,由于观测 GPP 来自冠层顶部,因此无法获取草地的 GPP 观测数据,并且从冠层向下,臭氧不断沉降的过程中,臭氧浓度在不断减小,这会导致林下植被位置的实际臭氧浓度更低,本文虽然考虑了臭氧的沉降效果,并计算了沉降后的臭氧浓度,但是生物量和 GPP 损失仍然存在很

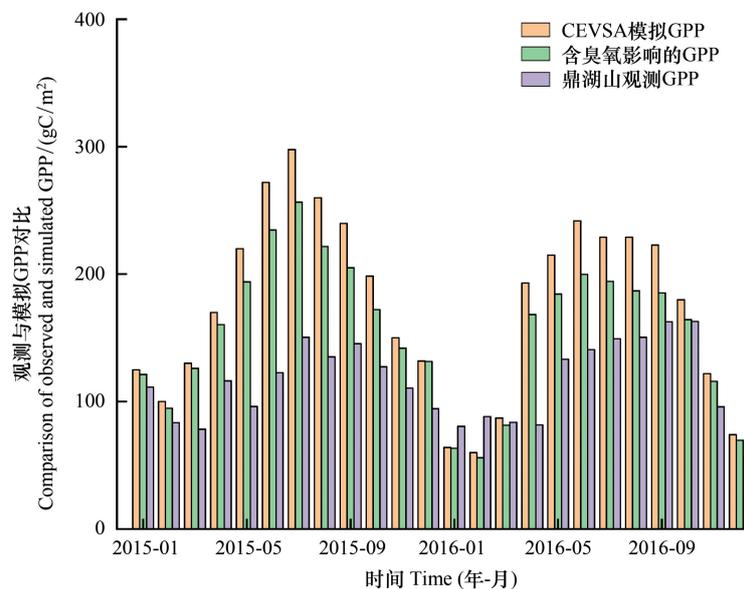


图 4 扣除臭氧影响后的 GPP 与观测 GPP 对比/(gC/m^2)

Fig.4 GPP with ozone effects compared to observed GPP

大差距,并且所选取的参数化方案主要代表了鼎湖山常见的禾本和蕨类植物,计算得到的生物量损失仍然略高于其他禾本农作物的研究结果^[34]。

由于 DO₃SE 模型是基于植被实际气孔变化进行的模拟,并未计算臭氧对于气孔的影响,仅计算了植被对于臭氧吸收量的多少,无法模拟气孔对于臭氧吸收通量的进一步反馈,即无法计算臭氧对于植被呼吸作用的影响。因此基于吸收的臭氧量仅考虑了对光合作用的影响,从而计算出对 GPP 的影响,无法进一步计算出臭氧对于植物净初级生产力(NPP)的影响。希望能在未来的研究中考考虑到臭氧对光合作用和气孔导度的影响,从而对 GPP、NPP、植被呼吸进行估算,以量化臭氧对植被固碳潜力的影响。

4 结论

基于 2016 年鼎湖山地区气象数据和臭氧浓度数据,使用暴露浓度函数和剂量响应函数对鼎湖山地区亚热带常绿林的 GPP 损失以及生物量损失做出了估计。得出如下结论:

(1) 2015—2016 年间鼎湖山地区森林植被受到臭氧影响而造成的 GPP 损失和生物量损失较为一致。阔叶林 GPP 和生物量损失分别是 10%—12.6% 和 11.3%—11.69%, 针叶林 GPP 和生物量损失分别是 1.81%—2.6% 和 3.97%—3.68%。林下草地的 GPP 和生物量损失分别是 3.2%—3.3% 和 11.2%—14.6%, 两者差异较大还需要更进一步研究和探索。

(2) 伴随臭氧浓度逐年升高,将臭氧污染模块纳入模型模拟变得十分必要。本研究已经证明了考虑臭氧污染对生态系统的影响将有利于提高模型模拟对 GPP 的模拟精度,提高相关性并减小相对误差。

致谢: 感谢国家地球系统科学数据共享平台-全球变化模拟科学数据中心 (<http://nju.geodata.cn/>) 和广东鼎湖山森林生态系统国家野外科学观测研究站 (<http://dhf.cern.ac.cn/>) 提供数据支撑。

参考文献 (References):

- [1] Meehl G A, Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K B, Tignor M, Miller H L, eds. Global climate projections: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 747-845.
- [2] Sitch S, Cox P M, Collins W J, Huntingford C. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature*, 2007, 448(7155): 791-794.
- [3] Feng Z Z, Paoletti E, Bytnerowicz A, Harmens H. Ozone and plants. *Environmental Pollution*, 2015, 202: 215-216.
- [4] Farage P K, Long S P, Lechner E G, Baker N R. The sequence of change within the photosynthetic apparatus of wheat following short-term exposure to ozone. *Plant Physiology*, 1991, 95(2): 529-535.
- [5] McKee I F, Farage P K, Long S P. The interactive effects of elevated CO₂ and O₃ concentration on photosynthesis in spring wheat. *Photosynthesis Research*, 1995, 45(2): 111-119.
- [6] Pell E J, Schlaghauser C D, Artega R N. Ozone-induced oxidative stress: mechanisms of action and reaction. *Physiologia Plantarum*, 1997, 100(2): 264-273.
- [7] Dizengremel P. Effects of ozone on the carbon metabolism of forest trees. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2001, 39(9): 729-742.
- [8] Farage P K, Long S P. An in vivo analysis of photosynthesis during short-term O₃ exposure in three contrasting species. *Photosynthesis Research*, 1995, 43(1): 11-18.
- [9] Ashmore M R. Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell & Environment*, 2005, 28(8): 949-964.
- [10] Fares S, Vargas R, Detto M, Goldstein A H, Karlik J, Paoletti E, Vitale M. Tropospheric ozone reduces carbon assimilation in trees: estimates from analysis of continuous flux measurements. *Global Change Biology*, 2013, 19(8): 2427-2443.
- [11] Wittig V E, Ainsworth E A, Naidu S L, Karnosky D F, Long S P. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology*, 2009, 15(2): 396-424.
- [12] Felzer B, Reilly J, Melillo J, Kicklighter D, Wang C, Prinn R, Zhuang Q. Future effects of ozone on carbon sequestration and climate change policy using a global biogeochemical model. *Climatic Change*, 2005, 73(3): 345-373.
- [13] Li P, Feng Z Z, Catalayud V, Yuan X Y, Xu Y S, Paoletti E. A meta-analysis on growth, physiological, and biochemical responses of woody

- species to ground-level ozone highlights the role of plant functional types. *Plant, Cell & Environment*, 2017, 40(10): 2369-2380.
- [14] Anav A, Menut L, Khvorostyanov D, Viovy N. Impact of tropospheric ozone on the Euro-Mediterranean vegetation. *Global Change Biology*, 2011, 17(7): 2342-2359.
- [15] Ren W, Tian H, Liu M, Zhang C, Chen G, Pan S, Felzer B, Xu X. Effects of tropospheric ozone pollution on net primary productivity and carbon storage in terrestrial ecosystems of China. *Journal of Geophysical Research*, 2007, 112(D22).
- [16] 冯兆忠, 袁相洋, 李品, 尚博, 平琴, 胡廷剑, 刘硕. 地表臭氧浓度升高对陆地生态系统影响的研究进展. *植物生态学报*, 2020, 44(5): 526-542.
- [17] Lefohn A S, Malley C S, Smith L, Wells B, Hazucha M, Simon H, Naik V, Mills G, Schultz M G, Paoletti E, De Marco A, Xu X B, Zhang L, Wang T, Neufeld H S, Musselman R C, Tarasick D, Brauer M, Feng Z Z, Tang H, Kobayashi K, Sicard P, Solberg S, Gerosa G. Tropospheric ozone assessment report: global ozone metrics for climate change, human health, and crop/ecosystem research. *Science of the Anthropocene*, 2018, 6: 28.
- [18] Mills G, Pleijel H, Büker P, Braun S, Emberson L, Harmens H, Hayes F, Simpson D, Grünhage L, Karlsson P. Chapter 3: mapping critical levels for vegetation. *Mapping manual. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels; and air pollution effects, Risks and Trends: ICP modelling and mapping international cooperative programme on modelling*, 2010.
- [19] Matussek R, Bytnerowicz A, Karlsson P E, Paoletti E, Sanz M, Schaub M, Wieser G. Promoting the O₃ flux concept for European forest trees. *Environmental Pollution*, 2007, 146(3): 587-607.
- [20] Reich P B. Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. *Tree Physiology*, 1987, 3(1): 63-91.
- [21] Feng Z Z, Uddling J, Tang H Y, Zhu J G, Kobayashi K. Comparison of crop yield sensitivity to ozone between open-top chamber and free-air experiments. *Global Change Biology*, 2018, 24(6): 2231-2238.
- [22] Mills G, Pleijel H, Braun S, Büker P, Bermejo V, Calvo E, Danielsson H, Emberson L, Fernández I G, Grünhage L, Harmens H, Hayes F, Karlsson P, Simpson D. New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmos Environ*, 2011, 45(28): 5064-5068.
- [23] 朱治林, 孙晓敏, 于贵瑞, 温学发. 陆地生态系统臭氧通量观测和气孔吸收估算研究进展. *生态学报*, 2014, 34(21): 6029-6038.
- [24] Büker P, Feng Z, Uddling J, Briolat A, Alonso R, Braun S, Elvira S, Gerosa G, Karlsson P E, Le Thiec D, Marzuoli R, Mills G, Oksanen E, Wieser G, Wilkinson M, Emberson L D. New flux based dose-response relationships for ozone for European forest tree species. *Environmental Pollution*, 2015, 206: 163-174.
- [25] Yue X, Unger N. Ozone vegetation damage effects on gross primary productivity in the United States. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2013, 13(12): 31563-31605
- [26] 魏莉, 郑有飞, 赵辉. 冬小麦田臭氧干沉降观测及降水影响机制. *生态学杂志*, 2019, 38(7): 2030-2040.
- [27] Feng Z Z, Kobayashi K, Li P, Xu Y S, Tang H Y, Guo A H, Paoletti E, Calatayud V. Impacts of current ozone pollution on wheat yield in China as estimated with observed ozone, meteorology and day of flowering. *Atmospheric Environment*, 2019, 217: 116945.
- [28] Feng Z Z, Agathokleous E, Yue X, Oksanen E, Paoletti E, Sase H, Gandin A, Koike T, Calatayud V, Yuan X Y, Liu X J, De Marco A, Jolivet Y, Kontunen-Soppela S, Hoshika Y, Saji H, Li P, Li Z Z, Watanabe M, Kobayashi K. Emerging challenges of ozone impacts on Asian plants: actions are needed to protect ecosystem health. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2021, 7(1): 1911602.
- [29] 冯兆忠, 彭金龙. 地表臭氧对中国主要粮食作物产量与品质的影响: 现状与展望. *农业环境科学学报*, 2020, 39(4): 797-804.
- [30] 冯兆忠, 彭金龙. 中国粮食作物产量和木本植物生物量与地表臭氧污染的响应关系. *环境科学*, 2021, 42(6): 3084-3090.
- [31] 李品, 冯兆忠, 尚博, 袁相洋, 代碌碌, 徐彦森. 6种绿化树种的气孔特性与臭氧剂量的响应关系. *生态学报*, 2018, 38(8): 2710-2721.
- [32] Tang H Y, Takigawa M, Liu G, Zhu J G, Kobayashi K. A projection of ozone-induced wheat production loss in China and India for the years 2000 and 2020 with exposure-based and flux-based approaches. *Global Change Biology*, 2013, 19(9): 2739-2752.
- [33] De Marco A, Anav A, Sicard P, Feng Z Z, Paoletti E. High spatial resolution ozone risk-assessment for Asian forests. *Environmental Research Letters*, 2020, 15(10): 104095.
- [34] Feng Z Z, De Marco A, Anav A, Gualtieri M, Sicard P, Tian H Q, Fornasier F, Tao F L, Guo A H, Paoletti E. Economic losses due to ozone impacts on human health, forest productivity and crop yield across China. *Environment International*, 2019, 131: 104966.
- [35] Unger N, Zheng Y Q, Yue X, Harper K L. Mitigation of ozone damage to the world's land ecosystems by source sector. *Nature Climate Change*, 2020, 10(2): 134-137.
- [36] 王立景, 胡彦婷, 张德强, 刘世忠, 孟泽, Otieno D, 李跃林. 鼎湖山南亚热带天然阔叶混交林臭氧吸收特征. *生态学报*, 2018, 38(17): 6092-6100.
- [37] 白建辉, 王明星, Graham J, Prinn R G, 黄忠良, 孔国辉. 鼎湖山臭氧、氮氧化物和太阳可见光辐射相互关系的研究. *环境科学学报*, 2000, 20(2): 173-178.
- [38] 白建辉, 徐永福, 陈辉, 王庚辰, 石立庆, 孟泽, 黄忠良, 孔国辉. 鼎湖山森林地区臭氧及其前体物的变化特征和分析. *气候与环境研究*,

- 2003, 8(3): 370-380.
- [39] 刘佩伶, 张倩媚, 刘效东, 孟泽, 李跃林, 刘世忠, 褚国伟, 张德强, 刘菊秀. 2005—2018 年中国科学院鼎湖山森林生态系统定位研究站气象数据集. Science Data Bank, 2020[2022-05-12]. <http://doi.org/10.11922/sciencedb.966>.
- [40] Ollinger S V, Aber J D, Reich P B. Simulating ozone effects on forest productivity: interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. Ecological Applications, 1997, 7(4): 1237-1251.
- [41] Franz M, Alonso R, Arneth A, Büker P, Elvira S, Gerosa G, Emberson L, Feng Z Z, Le Thiec D, Marzuoli R, Oksanen E, Uddling J, Wilkinson M, Zaehle S. Evaluation of simulated ozone effects in forest ecosystems against biomass damage estimates from fumigation experiments. Biogeosciences, 2018, 15(22): 6941-6957.
- [42] Mills G, Hayes F, Jones M L M, Cinderby S. Identifying ozone-sensitive communities of (semi-) natural vegetation suitable for mapping exceedance of critical levels. Environmental Pollution, 2007, 146(3): 736-743.
- [43] Karlsson P E, Braun S, Broadmeadow M, Elvira S, Emberson L, Gimeno B S, Le Thiec D, Novak K, Oksanen E, Schaub M, Uddling J, Wilkinson M. Risk assessments for forest trees: the performance of the ozone flux versus the AOT concepts. Environmental Pollution, 2007, 146(3): 608-616.
- [44] Emberson L D, Büker P, Ashmore M R. Assessing the risk caused by ground level ozone to European forest trees: a case study in pine, beech and oak across different climate regions. Environmental Pollution, 2007, 147(3): 454-466.
- [45] Alonso R, Elvira S, Sanz M J, Gerosa G, Emberson L D, Bermejo V, Gimeno B S. Sensitivity analysis of a parameterization of the stomatal component of the DO₃SE model for *Quercus ilex* to estimate ozone fluxes. Environmental Pollution, 2008, 155(3): 473-480.
- [46] Emberson L D, Ashmore M R, Cambridge H M, Simpson D, Tuovinen J P. Modelling stomatal ozone flux across Europe. Environmental Pollution, 2000, 109(3): 403-413.
- [47] Assis P I L S, Alonso R, Meirelles S T, Moraes R M. DO₃SE model applicability and O₃ flux performance compared to AOT40 for an O₃-sensitive tropical tree species (*Psidium guajava* L. 'Paluma'). Environ Sci Pollut R, 2015, 22(14): 10873-10881.
- [48] Jarvis P G. The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 1976, 273(927): 593-610.
- [49] Leuning R. A critical appraisal of a combined stomatal-photosynthesis model for C₃ plants. Plant, Cell & Environment, 1995, 18(4): 339-355.
- [50] Kosugi Y, Shibata S, Kobashi S. Parameterization of the CO₂ and H₂O gas exchange of several temperate deciduous broad-leaved trees at the leaf scale considering seasonal changes. Plant, Cell & Environment, 2003, 26(2): 285-301.
- [51] Ball J T, Woodrow I E, Berry J A, Biggins J, ed. A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions. Progress in Photosynthesis Research. Dordrecht: Springer, 1987; 221-224.
- [52] Yue X, Unger N, Harper K, Xia X, Liao H, Zhu T, Xiao J, Feng Z, Li J. Ozone and haze pollution weakens net primary productivity in China. Atmos Chem Phys, 2017, 17(9): 6073-6089.
- [53] 王萍, 刘涛, 杨国林, 杜萍. 中国主要城市臭氧浓度的时空变化特征. 遥感信息, 2019, 34(4): 121-127.
- [54] Alonso R, Elvira S, Sanz M J, Emberson L, Gimeno B S. Parameterization of the stomatal component of the DO₃SE model for mediterranean evergreen broadleaf species. The Scientific World Journal, 2007, 7: 404813.
- [55] Büker P, Morrissey T, Briolat A, Falk R, Simpson D, Tuovinen J P, Alonso R, Barth S, Baumgarten M, Grulke N, Karlsson P E, King J, Lagergren F, Matyssek R, Nunn A, Ogaya R, Peñuelas J, Rhea L, Schaub M, Uddling J, Werner W, Emberson L D. DO₃SE modelling of soil moisture to determine ozone flux to forest trees. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012, 12(12): 5537-5562.
- [56] Proietti C, Anav A, De Marco A, Sicard P, Vitale M. A multi-sites analysis on the ozone effects on Gross Primary Production of European forests. Science of the Total Environment, 2016, 556: 1-11.
- [57] Zhang W W, Feng Z Z, Wang X K, Niu J F. Impacts of elevated ozone on growth and photosynthesis of *Metasequoia glyptostroboides* Hu et Cheng. Plant Science, 2014, 226: 182-188.
- [58] Zhang W W, Feng Z Z, Wang X K, Niu J F. Responses of native broadleaved woody species to elevated ozone in subtropical China. Environmental Pollution, 2012, 163: 149-157.