鼎湖山主要森林土壤 N_2O 排放及其对模拟 N 沉降的响应

莫江明¹ 方运霆¹ 林而达² 李玉娥²

(1 中国科学院华南植物园 广东肇庆 526070)

(2 中国农业科学院农业气象研究所 北京 100081)

摘要 研究了鼎湖山生物圈保护区马尾松 (*Pinus massoniana*) 林、混交林和季风常绿阔叶林 (季风林) 土壤 N_2O 排放特征及其对氮沉降增加的响应。在 1999~2002 年期间, 3 种森林土壤 N_2O 排放速率均表现明显的季节性变化特点, 但这种季节性变化因年份和森林类型不同而异。总的来说, 3 种森林土壤 N_2O 排放速率呈现夏秋季较高而冬春季较低的变化。土壤 N_2O 排放速率在 3 年观测期间的平均值分别为 ($\text{g} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$): 14.2 ± 3.1 (季风林), 5.8 ± 0.9 (混交林) 和 5.1 ± 0.9 (马尾松林)。土壤 N_2O 排放速率与土壤温度之间在季风林呈现显著的指数正相关关系, 但在混交林和马尾松林中它们之间的关系则均不明显。经 3 个月的模拟氮沉降试验后, 氮沉降增加对季风林和马尾松林土壤 N_2O 的排放均具有明显的促进作用, 且这种促进作用随氮沉降水平的升高而增强, 但对混交林土壤 N_2O 排放的影响则不明显。

关键词 N_2O 排放 N 沉降 响应 南亚热带森林

SOIL N_2O EMISSION AND ITS RESPONSE TO SIMULATED N DEPOSITION IN THE MAIN FORESTS OF DINGHUSHAN IN SUBTROPICAL CHINA

MO Jiang-Ming¹ FANG Yun-Ting¹ LIN Er-Da² and LI Yu-E²

(1 South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong 526070, China)

(2 Agrometeorology Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract Background and Aims Most studies of the consequences of enhanced nitrogen deposition on sources and sinks of greenhouse gases have been performed in temperate ecosystems. Little information is available about greenhouse gases and responses to atmospheric nitrogen deposition in subtropical and tropical forests, especially in the forests of China. The objective of this study was to determine soil N_2O emission and its response to simulated N deposition in pine forest (PF), pine-broadleaf mixed forest (MF), and monsoon evergreen broadleaf forest (MEBF) of Dinghushan in subtropical China.

Methods Four N addition treatments (in three replicates) were established in MEBF: Control, Low N (50 kg N · hm⁻² · a⁻¹), Medium N (100 kg N · hm⁻² · a⁻¹) and High N (150 kg N · hm⁻² · a⁻¹), and three treatments were established in MF and PF (Control, Low N and Medium N).

Key Results The effects of nitrogen addition on soil N_2O emission differed by forest type. In MF, no significant differences were found among the three treatments after 3 months. In PF, however, soil N_2O emission rate was significantly higher in Medium plots than that in Low or Control plots, which exhibited no significant difference. In MEBF, soil N_2O emission rate was highest in High N plots and significantly higher in Medium plots than in Low or Control plots, which exhibited no significant difference.

Conclusions This study suggests that nitrogen addition significantly stimulated soil N_2O emission rates in both MEBF and PF, and its effect generally increased with the levels of nitrogen addition, but there was no such significant effect in MF.

Key words N deposition, N_2O emission response, Subtropical forest, China

全球变化包括全球大气成分(主要为温室气体)变化、全球气候变化、土地利用和土地覆盖的变化、人口增加、荒漠化和生物多样性变化,而其中温室气体的变化最引人注目,因为它直接或间接引起气候和环境变化等其它全球性变化的变化(Vitousek, 1994)。因此,温室气体的研究是当前全球变化研究的焦点之一。 N_2O 是仅次于 CO_2 和 CH_4 的重要温室气体,它的单分子增温潜力是 CO_2 的290倍,且其在大气中的浓度正以每年0.3%的速率上升(Khalil & Rasmussen, 1993; Butterbach-Bahl *et al.*, 2002)。此外,它也参与许多重要的大气化学反应,如平流层臭氧的破坏,因此它在大气中浓度的日益增加引起人们的极大关注(董云社等, 1996; 张秀君等, 2002)。森林是大气 N_2O 的重要源,近期学者们对森林土壤 N_2O 的排放进行了一些研究,但这些研究主要集中在温带森林而对热带和亚热带森林土壤 N_2O 排放的研究报道甚少(Davidson *et al.*, 2004)。

此外,由于工业化生产、石化燃料燃烧排放、毁林开荒和土壤氮素转换过程中的氮流失,特别是农业大规模施肥等,使进入陆地生态系统的氮不断增加。目前,一些国家和地区大气氮沉降速度比工业前至少增加了3~10倍(Hall & Matson, 1999, 2003)。据估计,全球仅以湿沉降带入地面的氮素就达 $(0.5 \sim 1.4) \times 10^2 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,已与生态系统的自然固氮量(Natural fixation of N_2)接近,而且氮沉降的速度仍然在逐年上升(Vitousek *et al.*, 1997; David, 1998; Galloway & Cowling, 2002)。20世纪90年代,活性氮(Reactive nitrogen, 氮沉降的来源)产生速度约为 $1.4 \times 10^2 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,预计未来半个世纪其速度上升到 $9 \times 10^2 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,且大约一半出现在亚洲(Galloway & Cowling, 2002)。氮排放源由原来集中在欧洲和北美发达国家地区向全球迅速扩展,使氮沉降全球化(Vitousek *et al.*, 1997; David, 1998; Matson *et al.*, 1999; Galloway & Cowling, 2002; Matson *et al.*, 2002; Bowden *et al.*, 2004)。

我国也同样存在着高氮沉降的问题。据报道,广东鼎湖山保护区的降水氮沉降量达35.57和38.4 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (黄忠良等, 1994; 周国逸和闫俊华, 2001)。一般认为,当无机氮沉降在一定范围内,大部分被保留在生态系统中,25 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 是一个临界点,超过该值时,造成过饱和。也有实验证明,氮沉降在10~25 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的范围内,被研究的森林生态系统的氮输出将作出强烈的反应(Wright *et al.*, 1995)。我国森林氮沉降量是临界点

的两倍多,如此之高的氮沉降势必会影响森林生态系统功能的正常发挥。况且,随着我国社会经济、工农业的进一步发展,氮沉降量可能还会继续升高(Galloway & Cowling, 2002)。据报道,从1961~2000年,我国活性氮的使用和排放从 1.4×10^7 升至 $6.8 \times 10^2 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,预计在2030年将上升至 $1.05 \times 10^2 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ (Zheng *et al.*, 2002)。广州市1988年降水氮沉降量为45.6 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,到1990年升至72.6 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (任仁等, 2002)。总体而言,我国已成为全球三大氮沉降集中区之一(分别为欧洲、美国和中国),氮沉降的现状和未来的发展趋势已引起了国际社会的高度关注(Townsend *et al.*, 1996; Fenn *et al.*, 1998)。

森林土壤 N_2O 的排放主要是通过土壤硝化和反硝化过程产生,因此它与土壤有效氮供应状况的关系较密切(Butterbach-Bahl *et al.*, 1977)。氮沉降增加使森林生态系统产生氮饱和,其结果不仅改变森林土壤化学性质、森林组成、结构和生产力以及整个系统的碳氮循环(Vitousek *et al.*, 1997; David, 1998; Matson *et al.*, 1999; Galloway & Cowling, 2002; Matson *et al.*, 2002; 李德军等, 2003; 徐国良等, 2003; 莫江明等, 2004),而且还可能改变土壤温室气体(如 N_2O 等)的排放通量(Gasche & Papen, 1999; Oura *et al.*, 2001; Butterbach-Bahl *et al.*, 2002)。目前,国际上有关氮沉降与温室气体排放关系方面的研究仅见于欧美一些温带森林,对于热带和亚热带森林则极少报道。而在我国,该方面的研究则更是未见报道。

为此,本研究选择鼎湖山马尾松(*Pinus massoniana*)林、马尾松针阔叶混交林(简称混交林)和季风常绿阔叶林(简称季风林)为对象,通过模拟氮沉降试验,探讨亚热带森林土壤 N_2O 排放特征及其对氮沉降增加的响应,为进一步了解氮沉降对森林生态系统的影响和机理以及氮沉降如何引起温室效应气体的变化提供基础。

1 材料和方法

1.1 样地概况

本研究在广东鼎湖山国际生物圈保护区分布的3种主要森林类型进行。这3种林型为马尾松林、混交林和季风林。保护区位于广东省中部,112°33'E, 23°10'N,属亚热带季风性气候型。年平均降雨量为1927 mm,其中75%分布在3~8月,而12月~翌年2月仅占6%。年平均相对湿度为80%。年

平均温度为 21.4℃,最冷月(1 月)和最热月(7 月)的平均温度分别为 12.6 和 28.0℃(黄展帆和范征广,1982)。

保护区面积约 1 100 hm²,其中分布在海拔 250 ~ 300 m 的季风常绿阔叶林约占 20%,分布在海拔 200 m 左右的混交林约占 50%,分布在海拔 50 ~ 200 m 的马尾松林约占 20%(王铸豪等,1982;Mo et al.,2003)。季风常绿阔叶林分布在保护区的核心区,保存较完好,已有 400 多年的保护历史,是南亚热带代表性的森林类型(王铸豪等,1982)。混交林为人工种植的马尾松因一些阔叶树种入侵而自然形成的过渡类型的针叶、阔叶混交林,林龄约为 70 年。马尾松林于 1930 年左右为人工种植,种植后常受人为活动干扰(主要为收割凋落物和林下层),林龄与混交林基本一致(王铸豪等,1982;Mo et al.,2003)。

季风常绿阔叶林为锥栗(*Castanopsis chinensis*)、荷木(*Schima superba*)、厚壳桂(*Cryptocarya chinensis*)群落。林冠重叠、稠密,种类丰富,结构复杂,垂直结构可分为 6 层,即乔木 3 个亚层、幼树灌木层、草本苗木层和层间植物层。层间植物主要是木质藤本植物和少量的附生植物。乔木层主要由锥栗、荷木、厚壳桂、黄果厚壳桂(*Cryptocarya concinna*)、华润楠(*Machilus chinensis*)和红军(*Syzygium rehderianum*)等树种组成,其它层树种主要有:杖枝省藤(*Calamus rhabdocladus*)、罗伞树(*Ardisia quinqueгона*)和沙皮蕨(*Hemigramma decurrens*)等(王铸豪等,1982;Mo et al.,2003)。

混交林群落结构较简单,仅可分成 4 层。乔木分两个亚层,主要树种有马尾松、荷木、锥栗、黄果厚壳桂、红皮紫陵(*Craibiodendron kwangtungense*)、山钓樟(*Lindera metcalfiana*)和天料木(*Homalium cochinchinense*)等。灌木一层,以阳性灌木桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)占优势。草本及苗木一层,以芒萁(*Dicranopteris linearis* var. *dichotoma*)和黑莎

草(*Gahnia tristis*)为主,极少发现有马尾松幼苗(王铸豪等,1982;Mo et al.,2003)。

马尾松林主要以马尾松树种为主,还有少量的桉树(*Eucalyptus robusta*)。因长期受人为干扰(收割凋落物和林下层,每年 2 ~ 3 次),该马尾松林退化较严重,林分结构简单,乔木仅一层且林冠稀疏,但林下层植物(乔木层林冠以下除马尾松和桉树外的灌木、草本以及蕨类植物)较稠密。林下层树种主要以桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)、芒萁(*Dicranopteris linearis*)、毛稔(*Melastoma sanguineum*)、岗松(*Baeckea frutescens*)等为主(王铸豪等,1982;Mo et al.,2003)。

季风常绿阔叶林样地的母岩为沙页岩。土壤为赤红壤,土层较深(60 ~ 90 cm)。混交林样地的母岩为沙岩。土壤为砖红壤性红壤,土层厚薄不均,一般在 30 ~ 60 cm 之间。马尾松林样地的母岩也为沙岩。土壤也为砖红壤性红壤,土层较浅,一般不超过 30 cm。各样地的土壤理化性质见表 1(王铸豪等,1982;Mo et al.,2003)。

1.2 试验设计

2002 年 10 月 25 日,建立森林模拟氮沉降试验样地(莫江明等,2004)。在季风常绿阔叶林样地建立 12 个 10 m × 20 m 样方;混交林与马尾松林各建立 9 个 10 m × 20 m 样方。样方之间留有足够宽的缓冲带(约 10 m 宽),以防止相互之间造成干扰。为了增加研究结果的可比性,根据本地区的氮沉降情况,氮处理的强度和频度参考国际上同类研究的处理方法(Emmett et al.,1998;Hall & Matson,2003;莫江明等,2004;李德军等,2005),即实验分 4 个处理组,分别为对照、低氮处理(50 kg N · hm⁻² · a⁻¹)、中氮处理(100 kg N · hm⁻² · a⁻¹)和高氮处理(150 kg N · hm⁻² · a⁻¹)〔不包括大气沉降的氮量〕,每个处理组分成 3 个重复(即同一林分同一处理由随机选择的 3 个样方组成),但高氮处理仅在季风常绿阔叶林

表 1 鼎湖山马尾松林、混交林和季风常绿阔叶林土壤理化性质(平均值,标准误)*

Table 1 Soil properties in pine, mixed and monsoon evergreen broadleaf forests of Dinghushan in subtropical China (mean, SE in parenthesis)*

森林类型 Forest type	土层深 Soil depth (cm)	有机质 Organic matter (%)	全氮 Total N (%)	碳氮比 C/N	pH	容重 Bulk density (g · cm ⁻³)	含水量 Moisture content (%)
马尾松林 PF	0 ~ 20	2.73 (0.17)	0.09 (0.01)	16.79 (0.94)	4.03 (0.02)	1.41 (0.04)	24.90 (1.10)
混交林 MF	0 ~ 20	3.45 (0.35)	0.10 (0.01)	18.90 (0.97)	3.86 (0.02)	1.30 (0.04)	25.97 (0.91)
季风林 MEBF	0 ~ 20	5.35 (0.58)	0.19 (0.01)	15.91 (0.86)	3.79 (0.06)	1.21 (0.03)	38.57 (1.19)

* :引自文献 Mo et al.,2003 Cited from reference Mo et al.,2003 PF : Pinus massoniana forest MF :马尾松针阔叶混交林 Pine-brodleaf mixed forest MEBF :季风常绿阔叶林 Monsoon evergreen broadleaf forest

内进行。从 2003 年 7 月开始,每个月月初喷施 NH_4NO_3 全年平均喷施。方法是根据氮处理水平,将每个样方每次所需要喷施的 NH_4NO_3 溶解在 20 L 水中(全年所增加的水量相当于新增降水 1.2 mm)后,以背式喷雾器在林地人工来回均匀喷洒。对照样方则喷洒同样多的水,以减少不同处理间因外加的水而造成对森林生物地球化学循环的影响。其中季风常绿阔叶林设置 4 个处理即对照、低氮处理、中氮处理和高氮处理,混交林和马尾松林则分别设置 3 个处理即分别为对照、低氮处理和中氮处理。除了施氮处理外,各样地的其余处理措施均保持一致(莫江明等 2004;李德军等 2005)。

1.3 样品采集、处理和测定

2003 年 11 月,在 3 个森林样地的每个小样方中分别取三钻深度为 0 ~ 10 cm 的土柱组成一个混合土壤样品,每个样方共 4 个混合样品。3 个森林样地(共 30 个样方)合计共 120 个样品。所有样品野外取好后,立即带回实验室,手捡粗根、石块和其它杂物,之后风干,磨粉,过 2 mm 孔径的筛。有效氮采用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl 溶液浸提,比色法测定,水浸土壤 pH 值用玻璃电极法(刘光崧等,1996)测定。

采用静态封闭箱式技术对土壤排放通量进行原位测定。取样箱由底箱和盖箱组成,其中盖箱为内径 25 cm、高 30 cm 不锈钢的圆柱体,底箱高度为 10 cm,而外径与盖箱内径相同。为研究马尾松林、混交林和季风林在自然条件下 N_2O 排放的动态变化,分别在每个森林选择好的代表性样地(也是中国科学院鼎湖山森林生态系统定位研究的永久性标准样地)(王铸豪等,1982;Mo *et al.*, 2003)埋下 1 个气体取样底箱(埋入土深 5 cm)。于 1999 年 10 月,2000 和 2001 年的 1、4、7、10 月和 2002 年 1、4、7 月的 10 ~ 14 日每天上午 9:00 ~ 10:00(9:00 ~ 10:00 的数据基本上代表了土壤 N_2O 的日排放速率,图 2),从每个取样底箱取两个气体样品测定其排放速率。于每次观测准时将盖箱安置于底箱上,在采集箱刚插入土壤、插入后半个小时和 1 个小时分别用注射器抽取 100 ml 箱内气体样品,同时测定地表(0 cm)温度。每个季节采 30 个气体样,其中每个森林类型 10 个样品。

为研究马尾松林、混交林和季风林土壤 N_2O 排放对模拟氮沉降增加的响应,于 2003 年 9 月 15 ~ 19 日,分别在这 3 个样地的每个样方按四个角和中心点随机选择一个点埋下(埋入土深 5 cm)1 个气体取样底箱(取样箱由底箱和盖箱组成,见上描述)。在

季风林样地共埋 12 个箱,马尾松林和混交林各埋 9 个箱,即每次样品数(n)在季风林为 12 个,在马尾松林和混交林各 9 个。在 2003 年 10 月 14 ~ 19 日,分别在对 3 个样地进行喷氮后的第二天,取样测定 8:00、10:00、12:00、14:00、16:00 和 18:00 时的排放速率。于每次观测时,采样方法与上(N_2O 排放动态的测定方法)相同。气样带回实验室后,用 Agilent 4890D 气相色谱仪和电子俘获(ECD)检测器测定 N_2O 浓度。以单位时间气样浓度的变化作为该时间段的气体排放速率(Goodroad & Keeny, 1984; Magill *et al.*, 1997)。

1.4 统计分析

利用 SPSS12.0 软件进行 ANOVA 统计分析,然后以 LSD 多重比较法检验土壤 pH 值、有效氮、 N_2O 排放速率在不同林分、年份、季节和处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH 值和有效氮及其对氮沉降增加的响应

因为对照样地无进行任何氮沉降处理,完全处于自然状态,所以各样地有效氮和 pH 值的变化在一定程度上反映了本地区森林土壤的情况。从图 1 可见,对照样地有效氮含量随其组成和林地不同而异。土壤铵态氮平均含量的大小顺序为:马尾松林 > 季风林 > 混交林,其中马尾松林的铵态氮含量显著高于季风林和混交林样地的含量($p < 0.05$)。季风林和混交林样地之间差异不显著。硝态氮含量的大小变化顺序为:季风林 > 马尾松林 > 混交林,其中季风林的硝态氮含量显著高于马尾松林和混交林样地的含量($p < 0.05$)。马尾松林和混交林样地之间差异不显著。土壤 pH 值的大小变化顺序为:马尾松林 > 混交林 > 季风林,且其差异均达显著水平($p < 0.05$)。

经 3 个月的氮处理试验后,除了马尾松林的低氮处理样地土壤铵态氮含量略低于对照样地外,3 种森林的氮处理样地的土壤铵态氮含量均趋向高于对照样地,且季风林高氮处理样地的铵态氮含量还显著高于其余(包括对照)样地的含量($p < 0.05$,图 1)。与铵态氮含量的响应相类似,土壤硝态氮含量在 3 种森林中均趋向氮处理样地高于对照样地,但差异不显著。

除了混交林土壤 pH 值在低氮处理样地显著高于对照和中氮处理样地外,3 种森林土壤 pH 值在氮

图1 鼎湖山马尾松林(PF)、马尾松针阔叶混交林(MF)和季风常绿阔叶林(MEBF)土壤不同处理样地pH值、铵态氮和硝态氮浓度的比较($n=12$)

Fig.1 Comparisons of soil pH values, ammonium and nitrate concentrations in different nitrogen treatments of pine (PF), pine-broadleaf mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in subtropical China ($n=12$)

不同字母表示同一森林不同处理间和同一处理不同森林间在 $p=0.05$ 水平差异显著。Different letter means significantly different among treatments with the same forest and among forests within the same treatment at $p=0.05$ level

处理样地与对照样地之间和在氮处理样地之间仍无显著的差异(图1),反映了在短期内外加氮处理对土壤pH值的影响不明显。

2.2 N₂O 排放及其对 N 沉降增加的响应

2.2.1 N₂O 排放特征

3种森林土壤N₂O排放速率随时间均表现明显的变化(图2),但森林不同其日变化的程度也不一样。其变化程度大小顺序为:混交林>马尾松林>季风林。这种日变化特点会影响森林之间的比较,但9:00~10:00的数据基本上代表了土壤N₂O的日排放速率(图2)。

在1999~2002年观测期间,3种森林土壤N₂O排放速率均表现明显的季节性变化特点($p<0.01$,图3),但季节性变化特征在不同森林类型和不同年份表现有所不同。例如,季风林土壤N₂O排放速率在第一年表现为夏季(7月)最高和春季(4月)最低,而第二年最高也为夏季,但最低则为冬季(1月);马尾松林土壤N₂O排放速率在所有年份均表现为秋季(10月)最高和冬季(1月)最低。总的来说,3种森林土壤N₂O排放速率在观测期间表现为夏秋季较高而冬春季较低(图3)。

图2 2003年10月鼎湖山马尾松林(PF)、马尾松针阔叶混交林(MF)和季风常绿阔叶林(MEBF)对照样地土壤N₂O排放动态

Fig.2 Changes of soil N₂O emission of control plots with time in pine (PF), pine-broadleaf mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in Dinghushan of subtropical China measured in October 2003

图3 1999~2002年鼎湖山马尾松林(PF)、马尾松针阔叶混交林(MF)和季风常绿阔叶林(MEBF)土壤N₂O排放动态

Fig.3 Dynamic of soil N₂O emission of pine (PF), pine-broadleaf mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in Dinghushan of subtropical China during the period of 1999 to 2002

土壤N₂O排放速率的季节变化程度在1999~2002年观测期间也根据年份和森林不同而异(图3)。例如,季风林土壤N₂O排放速率的季节变化程度大小为:第三年(排放速率最高与最低之比为

4.9)>第一年(2.3);马尾松林则为:第一年(排放速率最高与最低之比为2.7)>第三年(2.5)。总的来说3种森林土壤N₂O排放速率的季节变化程度大小为:季风林>混交林>马尾松林;不同年份比较则为:第二年>第三年>第一年。

土壤N₂O排放速率的年际差异也根据森林类型不同而异(图3)。除了季风林土壤N₂O排放速率第二年明显高于第三年($p=0.045$)以及混交林和马尾松林第一年均显著高于第三年($p=0.035$)外,其余年份间所有森林土壤N₂O排放速率的差异均不明显。

各森林土壤N₂O排放速率3年平均分别为($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$): 14.2 ± 3.1 (季风林) 5.8 ± 0.9 (混交林)和 5.1 ± 0.9 (马尾松林)。其中,土壤N₂O排放速率在季风林显著高于混交林和马尾松林($p<0.005$),但混交林与马尾松林之间的差异不显著(图3)。

在2000~2001年观测期间,季风林土壤N₂O排放速率与土壤温度之间呈现显著的指数正相关关系($p<0.01$,图4),但在混交林和马尾松林中它们之间的关系则均不明显。

2.2.2 N₂O排放对氮沉降增加的响应

经3个月试验后,混交林土壤N₂O日(白天)平均排放速率在低氮($11.0\pm3.4\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)中氮($15.4\pm3.2\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)处理样地和对照样地($12.1\pm4.1\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)之间均无显著的差异(图5)。然而,马尾松林土壤N₂O日(白天)平均排放速率随氮处理水平的升高而增加,且中氮处理样地($35.9\pm7.2\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)显著高于低氮处理样地($18.5\pm2.1\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, $p=0.021$)和对照样地($10.9\pm4.5\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, $p=0.003$,图5)。与马尾松林类似,季风林土壤N₂O日(白天)平均排放速率也随氮处理水平的升高而增加,高氮处理样地显著高于其余样地($p<0.001$,图5),在其余样地中氮处理样地也显著高于低氮处理和对照样地($p<0.05$),但低氮处理与对照样地间的差异不显著。季风林各样地土壤N₂O日(白天)平均排放速率为($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$): 9.4 ± 9.3 (高氮) 28.1 ± 5.7 (中氮) 21.6 ± 4.7 (低氮)和 13.7 ± 3.8 (对照)。可见,氮沉降增加对土壤N₂O排放速率的影响随森林不同而异,即氮沉降增加对季风林和马尾松林土壤N₂O的排放均具有明显的促进作用,且这种促进作用随氮沉降水平的升高而增强,但对混交林土壤N₂O排放的影响不明显。

图4 2000~2001年期间鼎湖山马尾松林(PF)、马尾松针阔叶混交林(MF)和季风常绿阔叶林(MEBF)土壤N₂O排放与土壤温度的关系
Fig.4 Relationship of soil N₂O emission and soil temperature in pine (PF), pine-broadleaf mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests of subtropical China during the period of 2000 to 2001

3 讨论

鼎湖山季风林、混交林和马尾松林土壤N₂O排放速率在1999~2002年观测期间平均分别为($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$): 14.2 ± 3.1 、 5.8 ± 0.9 和 5.1 ± 0.9 。亚马逊热带森林土壤N₂O的排放速率为 $26\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (Davidson *et al.*, 2004)。美国温带松林土壤N₂O平均排放速率为 $0.72\sim101.76\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (Goodroad & Keeny, 1984),挪威一些温带松林土壤N₂O平均排放速率为 $0.96\sim4.08\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (Sitaula *et al.*, 1995),德国一温带阔叶林为 $1.37\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (董云社等, 1996),长白山一些松林和阔叶林的平均值为 $1.48\sim2.96\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (徐慧等, 1995),北京一些松林为 $0.23\sim0.84\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、元

图 5 鼎湖山马尾松林 (PF)、马尾松针阔叶混交林 (MF) 和季风常绿阔叶林 (MEBF) 土壤不同处理样地 N₂O 排放比较 (n = 18)

Fig. 5 Comparison of soil N₂O emission in different nitrogen treatments of pine (PF), pine-broadleaf mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in subtropical China (n = 18)

不同字母表示同一森林不同处理间在 $p = 0.05$ 水平差异显著
Different letter means significantly different among treatments with the same forest at $p = 0.05$ level

宝枫 (*Acer truncatum*) 林为 $0.35 \sim 0.95 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (孙向阳 2000)。可见, 本研究的森林土壤 N₂O 排放速率较热带森林的低, 但明显高于绝大部分温带森林土壤 N₂O 的排放速率。这可能是由于森林土壤 N₂O 排放速率具有明显的地带性特征引起的, 因为本研究的森林位于南亚热带区域。

土壤 N₂O 的排放主要是通过土壤硝化和反硝化过程产生 (Butterbach-Bahl *et al.*, 1977) 因此其排放速率通常受土壤的水分、温度、pH 值等因素影响 (徐慧等, 1995)。在实验室条件下, 长白山阔叶红松林土壤 N₂O 排放速率与土壤温度 ($4 \sim 24 \text{ }^{\circ}\text{C}$) 和 pH 值 ($4.15 \sim 6.15$) 之间均呈显著的正相关关系 (张秀君等 2002)。长白山阔叶红松林土壤 N₂O 排放速率

与土壤温度之间的正相关关系同样表现在野外的研究中 (徐慧等, 1995)。然而, 由于受水分 (土壤含水量) 而非温度因素影响的原因, 德国一温带阔叶林土壤 N₂O 排放速率表现为春夏两季较低而秋季较高 (董云社等, 1996)。北京一油松 (*Pinus tabulaeformis*) 林土壤 N₂O 排放速率与土壤含水量和温度之间均具有较好的相关关系 (孙向阳, 2000)。可见, 土壤 N₂O 排放速率除了受以上因素的综合影响外, 也许在某一特定情况下其中一个因素占主导地位。

鼎湖山 3 种森林土壤 N₂O 的排放速率在研究期间均表现明显的季节性变化, 但这种季节性变化根据年份和森林不同而异, 总的来说, 以夏秋两季较高而冬春两季较低 (图 3)。这种季节性变化与以上提及的德国温带阔叶林的研究结果不尽相同 (董云社等, 1996)。其原因可能与本研究的森林土壤 N₂O 排放速率的影响因素较复杂有关。本研究结果显示, 在 2000 ~ 2001 年观测期间, 土壤 N₂O 排放速率与土壤温度之间仅在季风林呈现显著的指数正相关关系 ($p < 0.01$, 图 4), 但在混交林和马尾松林中它们之间的关系则均不明显。一般来说, 混交林和马尾松林的土壤含水量 (分别为 26% 和 25%) 均较季风林的 (39%, 表 1) 低, 因此在这两种森林类型中可能降水和土壤含水量的季节性变化较温度变化的影响更重要。在亚马逊森林的研究结果表明, 土壤 N₂O 排放速率与降水和土壤含水量的季节性变化具有显著的相关关系 (Davidson *et al.*, 2004)。

然而, 另外一种因素往往被人们忽视, 就是森林土壤氮素的供应状况 (Butterbach-Bahl *et al.*, 1977)。3 种不同森林之间比较, 土壤 N₂O 排放速率在季风林显著高于混交林和马尾松林 ($p < 0.005$), 但混交林与马尾松林之间差异不明显 (图 3)。这与土壤全氮含量的大小顺序基本一致 (季风林土壤全氮含量约为混交林或马尾松林的 2 倍, 表 1)。经 3 个月的施氮试验后, 尽管混交林土壤 N₂O 排放速率的响应不明显, 但氮沉降增加对季风林和马尾松林土壤 N₂O 的排放均具有明显的促进作用, 且这种促进作用随氮处理水平的升高而增强 (图 5)。以上结果与国外温带森林模拟试验研究的结果基本一致 (Magill *et al.*, 1997; Oura *et al.*, 2001; Butterbach-Bahl *et al.*, 2002)。此外, 这种响应也同样与土壤有效氮含量的响应基本一致。氮处理 3 个月后, 3 种森林的施氮处理样地土壤的铵态氮含量均趋向高于对照样地, 且季风林的高氮处理样地的铵态氮含量还显著高于对照样地的铵态氮含量 ($p < 0.05$, 图

1) 土壤硝态氮含量同样在 3 种森林中均趋向施氮处理样地高于对照样地。可见, 氮的供应状况也是本研究中森林土壤 N_2O 的排放的主要限制因素之一。

此外, 从氮供应状况这一因素还可以较好地解释 3 种森林土壤 N_2O 的排放速率对施氮增加的响应存在差异的原因。从过去的研究结果看, 季风林生态系统比马尾松林和混交林生态系统更加富氮 (Mo *et al.*, 2003)。本研究中的马尾松林和混交林样地均起源于马尾松人工林, 虽然混交林样地得到较好的保护而比较早的发展为混交林, 但其土壤特性尤其是全氮含量与马尾松林仍然十分相似(表 1)。季风林由于受到 400 多年的保护, 其土壤养分状态明显优于马尾松林和混交林(表 1, Mo *et al.*, 2003)。本研究中对照样地结果也表明了季风林土壤总有效氮(硝态氮 + 铵态氮)均高于马尾松和混交林土壤的含量(图 1)。同样, 凋落物分解的研究结果表明季风林的土壤较马尾松和混交林的更富氮(莫江明等, 2004)。尤如前面已提及, 土壤 N_2O 的排放主要是通过土壤硝化和反硝化过程产生(Butterbach-Bahl *et al.*, 1977), 季风林富氮的环境有利于其土壤 N_2O 的排放, 因此在施氮较短的时间内就表现出明显的增加。

不同森林土壤 N_2O 排放速率比较的结果(图 3)与对照样地土壤硝态氮含量的大小变化顺序(图 1)基本一致。研究结果表明, 对照样地土壤硝态氮含量的大小顺序为: 季风林 > 马尾松林 > 混交林, 其中季风林的硝态氮含量显著高于马尾松林和混交林样地的硝态氮含量 ($p < 0.05$, 图 1)。以上现象进一步表明了氮的供应是本研究森林土壤 N_2O 的排放的主要限制因素之一。然而, 土壤 N_2O 排放速率在 3 种森林中的大小顺序与对照样地土壤铵态氮平均含量的大小顺序并不完全一致(马尾松林 > 季风林 > 混交林, 其中马尾松林的铵态氮含量显著高于季风林和混交林样地的含量 ($p < 0.05$, 图 1))。因此, 作为土壤硝化和反硝化作用过程中的产物 N_2O , 对其排放速率的影响方面可能硝态氮较铵态氮更重要。

在全球大气成分变化中, 除了 CO_2 浓度升高外, 另一个新近出现而又令人担忧的是大气中含氮物质浓度迅速增加, 其来源和分布正在迅速地扩展到全球范围, 并不断向陆地和水生生态系统沉降, 引起氮沉降全球化 (Vitousek *et al.*, 1997; David, 1998; Matson *et al.*, 1999; Galloway & Cowling, 2002; Matson *et al.*, 2002)。近年来, 学者们尤其是欧美地区

的科学家们越来越关注氮沉降增加对森林土壤温室气体(如 N_2O)排放的影响。目前我国已经是全球氮沉降第三大集中区, 并且随着经济的高速发展, 可以预见, 氮沉降量还会继续升高。从本研究结果看, 这些增加肯定会给大气成份(包括 N_2O)以及未来的全球变化带来影响。然而, 其影响的程度和规律性如何呢? 这有待我们进一步的深入研究。

参 考 文 献

- Butterbach-Bahl K, Breuer L, Gasche R, Willibald G, Papen H (2002). Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the Northeastern German lowlands. 1. Fluxes of N_2O , NO/NO_2 and CH_4 at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management*, 167, 123 – 134.
- Butterbach-Bahl K, Gasche R, Breuer L, Papen H (1977). Fluxes of NO and N_2O from temperate forest soils: impact of forest type, N-deposition and of liming on the NO and N_2O emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 79 – 90.
- Bowden RD, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P (2004). Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 196, 43 – 56.
- David M (1998). Holding a nitrogen grudge. *Science*, 279, 1308.
- Davidson EA, Ishida FY, Nepstad DC (2004). Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. *Global Change Biology*, 10, 718 – 730.
- Dong YS (董云社), Peng GB (彭公炳), Li J (李俊) (1996). Seasonal variations of CO_2 , CH_4 and N_2O fluxes from temperate forest soil. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 51 (Suppl.), 120 – 128. (in Chinese with English abstract)
- Emmett BA, Boxman AW, Bredemeier M, Gundersen P, Kjønaas OJ, Moldan F, Schleppi P, Tietema A, Wright RF (1998). Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1, 352 – 360.
- Fenn ME, Poth MA, Aber JD, Baron J, Bormann BT, Johnson DW, Lemly AD, McNulty SG, Ryan DF, Stottlemeyer R (1998). Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 8, 706 – 733.
- Galloway JN, Cowling EB (2002). Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, 31, 64 – 71.
- Gasche R, Papen H (1999). A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated

spruce and beech forest ecosystem in Germany. 2. NO and NO₂ fluxes. *Journal of Geophysical Research*, 104, 18505 – 18518.

Goodroad LL, Keeny DR (1984). Nitrous oxide emission from forest, marsh, and prairie ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 13, 448 – 452.

Hall SJ, Matson PA (1999). Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 400, 152 – 155.

Hall SJ, Matson PA (2003). Nutrient status of tropical rain forests influences soil N dynamics after N additions. *Ecological Monographs*, 73, 107 – 129.

Huang ZF(黄展帆), Fan ZG(范征广) (1982). The climate of Dinghushan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem(热带亚热带森林生态系统研究)*, 1, 11 – 13. (in Chinese with English abstract)

Huang ZL(黄忠良), Ding MM(丁明懋), Zhang ZP(张祝平), Yi WM(蚁伟民) (1994). The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghushan. *Acta Phytocologica Sinica(植物生态学报)*, 18, 194 – 199. (in Chinese with English abstract)

Khalil MAK, Rasmussen RA (1993). Decreasing trend of methane: unpredictability of future concentrations. *Chemosphere*, 26, 803 – 814.

Li DJ(李德军), Mo JM(莫江明), Fang YT(方运霆), Peng SL(彭少麟), Gundersen P (2003). Impact of nitrogen deposition on forest plants. *Acta Ecologica Sinica(生态学报)*, 23, 1891 – 1900. (in Chinese with English abstract)

Liu GS(刘光崧), Jiang NH(蒋能惠), Zhang LD(张连第), Liu ZL(刘兆礼) (1996). *Soil Physical and Chemical Analysis and Description of Soil Profiles(土壤理化分析与剖面描述)*. Standards Press of China, Beijing, 121 – 265. (in Chinese)

Magill AH, Aber JD, Hendricks JJ, Bowden RD, Melillo JM, Steudler PA (1997). Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications*, 7, 402 – 415.

Matson PA, Lohse KA, Hall SJ (2002). The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, 31, 113 – 119.

Matson PA, McDowell WH, Townsend AR, Vitousek PM (1999). The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46, 67 – 83.

Mo JM, Brown S, Peng SL, Kong GH (2003). Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, 175, 573 – 583.

Mo JM(莫江明), Xue JH(薛璟花), Fang YT(方运霆) (2004). Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica(生态学报)*, 24, 1413 – 1420. (in Chinese with English abstract)

Li DJ(李德军), Mo JM(莫江明), Fang YT(方运霆), Li ZA(李志安) (2005). Effects of simulated nitrogen deposition on biomass production and allocation in *Schima superba* and *Cryptocarya concinna* seedlings in subtropical China. *Acta Phytocologica Sinica(植物生态学报)*, 29, 543 – 549. (in Chinese with English abstract)

Oura N, Shindo J, Fumoto T, Toda H, Kawashima H (2001). Effects of nitrogen deposition on nitrous oxide emissions from the forest floor. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 673 – 678.

Ren R(任仁), Mi FJ(米丰杰), Bai NB(白乃彬) (2002). A chemometrics analysis on the data of precipitation chemistry of China. *Journal of Beijing Polytechnic University(北京工业大学学报)*, 26, 90 – 95. (in Chinese with English abstract)

Sun XY(孙向阳) (2000). CH₄ emission flux of forest soils in lower mountain area, Beijing. *Soil and Environmental Sciences(土壤与环境)*, 9, 173 – 176. (in Chinese with English abstract)

Townsend AR, Braswell BH, Holland EA, Penner JE (1996). Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecological Applications*, 6, 804 – 814.

Vitousek PM (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 175, 1861 – 1876.

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Liken GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger DH, Tilman D (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737 – 750.

Wang ZH(王铸豪), He SY(何少颐), Song SD(宋绍墩), Chen SP(陈树培), Chen DR(陈定如), Tu MZ(屠梦照) (1982). The vegetation of Dinghushan biosphere reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem(热带亚热带森林生态系统研究)*, 1, 77 – 141. (in Chinese with English abstract)

Wright RF, Roelofs JGM, Bredemeier M, Blanck K, Boxman AW, Emmett BA, Gundersen P, Hultberg H, Kjonaas OJ, Moldan F, Tietema A, van Breemen N, van Dijk HFG. (1995). NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *Forest Ecology and Management*, 71, 163 – 169.

Xu GL(徐国良), Mo JM(莫江明), Zhou GY(周国逸), Peng SL(彭少麟) (2003). Relationship of soil fauna and N cycling and its response to N deposition. *Acta Ecologica Sinica(生态学报)*, 23, 2453 – 2463. (in Chinese with English abstract)

Xu H(徐慧), Chen GX(陈冠雄), Ma CX(马成新) (1995). A preliminary study on N₂O and CH₄ emissions from different soils on northern slope of Changbai Mountain. *Chinese Journal of*

Applied Ecology (应用生态学报), 6, 373 – 377. (in Chinese with English abstract)

Zhang XJ(张秀君), Xu H(徐慧), Chen GX(陈冠雄) (2002). Important factors controlling rates of N₂O emission and CH₄ oxidation from forest soil. *Environmental Science* (环境科学), 23 (5), 8 – 12. (in Chinese with English abstract)

Zheng X, Fu C, Xu X, Yan X, Huang Y, Han S, Hu F, Chen G (2002). The Asian nitrogen cycle case study. *Ambio*, 31, 79 – 87.

Zhou GY(周国逸), Yan JH(闫俊华) (2001). The influence of region atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 21, 2002 – 2012. (in Chinese with English abstract)

责任编辑 : 黄建辉 责任编辑 : 张丽赫

《中国学术期刊文摘》中文版和英文版
2007 年征订启事

《中国学术期刊文摘》分中文版(简称 CSAC)和英文版(简称 CSAE)两种,各自收录了我国高水平学术期刊中基础科学、医学、农业科学和工程技术领域约 40 个学科的论文文摘,全景展现我国的科研成果与进展。

作为综合性科技类检索刊物《中国学术期刊文摘》致力于将我国科学技术各领域的原创性学术成果全面、快速地向科技工作者交流、传播,其中 CSAE 是我国第一份综合性英文版科技类学术检索刊物。

《中国学术期刊文摘》由中国科学技术协会主管,科技导报社主办并负责编辑、出版、发行,对科研单位、高等院校、图书馆以及广大科技工作者检索和了解我国的科技研究成果、学术研究动向具有重要的参考价值。

《中国学术期刊文摘(中文版)》刊号为 CN 11-3501/N,ISSN 1005-8923,2007 年为半月刊,大 16 开,国内定价 38.00 元/册,全年定价 912 元,邮发代号 82-707。

《中国学术期刊文摘(英文版)》刊号为 CN 11-5411/N,ISSN 1673-4084,2007 年改为月刊,大 16 开,国内定价 15.00 元/册,全年定价 180 元,邮发代号 80-487。

欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆订阅。

通讯地址 北京市海淀区学院南路 86 号科技导报社(邮编 100081)

联系电话 010-62103122 联系人 姚玉琴

征订信箱 wzbjb@cast.org.cn 单位主页 http://www.csac.org.cn

户 名 科技导报社 账 号 0200001409089017271

开户银行 工商银行百万庄支行