

# 土壤微生物数量对模拟氮沉降增加的早期响应

薛璟花, 莫江明\*, 李炯, 李德军

(中国科学院华南植物园 鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东肇庆 526070)

**摘要:** 通过以南亚热带森林三种主要树种即荷木、锥栗和黄果厚壳桂为主的苗圃试验地的苗圃控制实验, 初步探讨土壤微生物数量对模拟氮沉降增加的响应。结果表明, 施氮增加对土壤微生物数量的影响根据类群和氮处理水平不同而异。总的来说, 施氮增加对土壤微生物数量具有促进作用, 这种促进作用对放线菌数量仅在一定(中氮)处理水平以下, 超过此水平施氮增加则表现为抑制作用, 而施氮对真菌数量则始终表现为抑制作用, 尤其以中 N 处理水平的抑制作用最强。但目前细菌仍占微生物总量的绝对优势, 放线菌次之, 真菌则占微生物总量的比例最小。分析结果还表明, 有效氮与放线菌、有效氮与细菌数量变化呈显著相关关系。

**关键词:** 土壤微生物; 类群; 氮沉降; 响应

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2007)02-0174-06

## The short-term response of soil microorganism number to simulated nitrogen deposition

XUE Jing-Hua, MO Jiang-Ming\*, LI Jiong, LI De-Jun

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

**Abstract:** The short-term response of soil microorganism number to simulated nitrogen deposition was studied in a nursery of Dinghushan Biosphere Reserve. The species of seedlings in the nursery were *Schima superba*, *Castanopsis chinensis* and *Cryptocarya concinna*. The simulated elevated N depositions were equivalent to 0(Control), 5(T5), 10(T10), 15(T15) and 30(T30)  $\text{gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . Dissolved  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  was sprayed in the field of the nursery twice every month and began in January 2003. Results indicated that microorganism number responded to N treatment in all groups(bacteria, actinomycetes and mould) but varied depending on different group and nitrogen treated level. Overall, nitrogen addition significantly increased soil bacteria number, but significantly decreased soil mould number. Meanwhile, nitrogen addition showed accelerated effect to the actinomycetes at the nitrogen treated levels lower than middle and restrained effect higher than that level. Available N in the field was significantly correlated with the number of soil bacteria and of actinomycetes.

**Key words:** soil microorganism; group; nitrogen deposition; response

大气氮沉降作为全球变化的重要现象之一, 近年来其沉降量不断增加, 给陆地生态系统带来了一系列严重的生态问题(莫江明等, 2005)。比如, 大气氮沉降使土壤酸化进程加快, 影响树木的生长和生物多样性, 甚至严重威胁到生态系统的功能和结构,

对森林产生危害作用等(Lovett 等, 1993; Ulrich, 1995; Vitousek 等, 1997; 薛璟花等, 2004)。土壤微生物作为分解者, 在森林生态系统物质循环中起着不可缺少的作用, 而且土壤微生物的多样性是影响陆地生态系统功能过程的关键因素。土壤微生物的

收稿日期: 2005-02-16 修回日期: 2006-01-30

基金项目: 国家自然科学基金(30270283); 广东省自然科学基金(021524); 中国科学院知识创新工程领域前沿项目(KSCX2-SW-133); 中国科学院华南植物研究所所长基金[Supported by the National Natural Science Foundation of China(30270283); Natural Science Foundation of Guangdong Province(021524); Knowledge Innovation Project of the Chinese Academy of Sciences(KSCX2-SW-133); Director Foundation of South China Institute of Botany]

作者简介: 薛璟花(1979-), 女, 广东韶关人, 研究实习员, 主要从事全球变化尤其是 C、N 循环对微生物的影响及其响应的研究。

\* 通讯作者(Author for correspondence, E-mail: mojm@scib.ac.cn)

生长与植物、pH 值、土壤养分有着各种各样的关系 (Johnson, 1992)。在我们能够精确测定土壤有机质变化之前,微生物群体动态是土壤微妙变化的最好证明。因此氮沉降能间接或直接的影响土壤微生物的生长繁殖和活动能力,土壤微生物的种类、数量、物种多样性、种群结构及其特性上将会随之发生变化,进而对土壤中物质转化、土壤中营养物质有效性产生影响。如氮沉降增加能影响外生菌根真菌与寄主植物之间的养分分配与循环,降低子实体生产力,减少菌丝,降低菌根量及其活力,降低外生菌根真菌丰富度,改变外生菌根真菌群落结构组成,降低外生菌根真菌群落功能等 (薛璟花等, 2004)。此外, Wallenstein 等 (2003) 研究结果表明,由于氮沉降的增加而带来的许多生态系统改变过程可能归因于微生物群落功能的改变。

事实上,我国一些地区也存在高氮沉降现象,并且目前我国已成为世界三大高氮沉降区之一,尤其是处于经济高速发展的华南地区 (莫江明等, 2005),如广东鼎湖山降水氮沉降量为  $35.6 \sim 38.4 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,此值与欧洲高氮沉降量地区相当 (黄忠良等, 1994; 周国逸等, 2001; 李德军等, 2003)。然而,国内有关氮沉降与森林生态系统关系的研究报道极少见 (莫江明等, 2005),对于氮沉降如何影响微生物方面的研究报道则更是未见。本文以苗圃 (南亚热带森林三种常见树种即荷木 (*Schima superba*)、锥栗 (*Castanopsis chinensis*) 和黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*) 为主的苗圃试验地) 作为试验地,初步研究氮沉降对土壤微生物数量的影响,为探讨南亚热带森林土壤微生物群落动态对氮沉降增加的响应提供基础。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究背景

鼎湖山国家级自然保护区位于广东省肇庆境内,距广州市 86 km,位于  $112^{\circ}35' \text{ E}$ ,  $23^{\circ}08' \text{ N}$ ,地处南亚热带的南缘,总面积  $1155 \text{ hm}^2$ ,为大起伏山地。气候属亚热带季风气候,年太阳总辐射约  $4655 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,年均日照时数为  $1433 \text{ h}$ ,年均气温  $20.9^{\circ}\text{C}$ 。该区雨量充沛,年降雨量达  $1900 \text{ mm}$ ,但分布不均,年蒸发量  $1115 \text{ mm}$ ,年均相对湿度约  $81.5\%$ ,每年还受到数次热带气旋或台风的影响。鼎湖山主要有赤红壤和黄壤两大类,土壤酸度较大,

pH 值  $4.2 \sim 5.0$ 。森林植物种类丰富,它们形成了 16 个植被类型 (周国逸等, 2001)。

近年由于经济的高速发展等原因,华南地区成为我国酸雨出现的高频区和严重地区,如自 1985~1990 年,广东省降水 pH 值逐年下降,同时酸雨频率逐年上升 (侯爱敏等, 2002; 刘菊秀等, 2001)。鼎湖山所在的肇庆地区又是广东省酸雨污染较为严重的地区之一,如 1991~1997 年间降水 pH 的年均值均低于全省平均水平 (侯爱敏等, 2002)。据测定,由降水带入森林的总 N 量为  $38.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,居于全国的高水平 (周国逸等, 2001),此值大大超出了生态学界普遍认为的森林生态系统 N 临界负荷 ( $25 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) (莫江明等, 2005)。

### 1.2 实验方法

1.2.1 苗圃试验地描述 2002 年 10 月 25 日,建立苗圃试验样地 (李德军等, 2004; 莫江明等, 2005)。苗圃面积  $22 \text{ m} \times 23 \text{ m}$ ,苗圃土壤在移栽幼苗之前经过充分混匀,深度为  $30 \text{ cm}$ ,划分成 5 列,即 5 个样方,每个样方面积  $3.5 \text{ m} \times 23 \text{ m}$ ,样方之间留有足够深的排水沟 (约  $4 \text{ m}$  宽),尽量防止相互之间造成干扰。将荷木、锥栗和黄果厚壳桂的一年生幼苗栽于已建立的苗圃中。实验分 5 个处理组,分别为对照 ( $\text{Control-}0 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、低氮 ( $\text{T}_5\text{-}5 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、中氮 ( $\text{T}_{10}\text{-}10 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、高氮 ( $\text{T}_{15}\text{-}15 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) 和倍高氮 ( $\text{T}_{30}\text{-}30 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ),每个处理组分成 3 个重复,每个重复每种树苗移栽 40 株。处理和重复均随机确定。从 2003 年 1 月开始,每月月中和月底分二次喷施  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (李德军等, 2004)。方法是根据氮处理水平,将每个样方每次所需要喷施的  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  溶解在  $20 \text{ L}$  水中 (全年所增加的水量相当于新增降水  $1.2 \text{ mm}$ ) 后,以背式喷雾器在苗圃地人工来回均匀喷洒。对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生态系统生物地球化学循环的影响。整个实验期间,幼苗在自然条件下生长,但为了实验的顺利进行,每月锄草一次。除了施 N 外,其它处理措施均保持一致 (李德军等, 2004)。

研究设计特点: (1) 将幼苗置于野外自然条件下生长,尽可能减少人为干扰。(2) 对幼苗进行全株喷施  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ 。几乎所有的相关研究都是将氮肥直接喷施在土表或干脆与土壤混合,而实际上大气氮沉降对幼苗的影响是首先作用于植株地上部分的。因此本研究可以尽可能与实际相符。

1.2.2 样品的采集 经过 10 个月的施 N 处理后,于

2003年11月4日~8日在苗圃试验地采样,将每个处理样地平均分成五等份,在每一等份的样地里的0~10 cm土层里随机采取5个土样点充分混合后作为一份混合样品,这样每个处理得到5个重复,随机选其中3个重复作为土壤微生物数量及组成测定。采完土样后马上带回实验室进行土壤含水率测定,将一部分土样进行风干处理,以备测土壤养分,其余土样先放在4℃冰箱内保存以备土壤微生物分离及数量统计。

1.2.3 测定方法 (1)土壤微生物数量及组成测定:采用稀释平板法,细菌分离用牛肉膏蛋白胨培养基,放线菌分离用无机盐-淀粉琼脂培养基,真菌分离用马丁培养基(中国科学院南京土壤研究所微生物室,1985)。每份样品分别做两种浓度3个重复,取其中一个浓度进行计数统计。(2)土壤养分测定 采用常规分析法测定,有机质用重铬酸钾容量法,全N用半微量凯式法,分别用靛酚兰比色法和镀铜镉还原-重氮化偶比色法测定铵态氮和硝态氮含量,pH值用玻璃电极法(刘光崧等,1996)。

1.2.4 统计分析 用SPSS10.0软件,首先进行ANOVA分析,然后用Duncan多重检验法检验土壤微生物数量变化在各处理间的差异显著性。

## 2 结果与分析

### 2.1 苗圃对照样地土壤养分情况

因为对照样地无进行任何N沉降处理,因此其养分情况代表了整个苗圃最初的土壤养分状况。其

有机质含量为2.24 g/kg,全氮1.02 g/kg,有效氮8.75 mg/kg,pH值4.80,碳氮比12.70(表1)。

### 2.2 氮沉降对土壤理化性质的影响

土壤有效氮水平随施氮的增加而增加,且中氮和高氮处理显著高于对照和低氮处理样地,倍高氮处理更是显著高于其余所有处理样地(表1,差异显著程度见表中相应字母)。土壤全氮含量也趋向随施氮处理增加而增加,但与对照样地比较其差异均不显著。土壤全碳、有机质、pH值和碳氮比在不同处理之间略有差异,但总的来说,与土壤全氮含量的响应相类似,施氮增加对它们的影响不显著(表1)。可见,在试验期间施氮增加显著提高土壤有效氮水平,但对其它养分因素的影响则不明显。

### 2.3 对照样地的土壤微生物结构组成

对照样地土壤微生物各主要类群的组成为:细菌( $393.22 \times 10^4$  个/克干土)约占微生物总数的73.99%,放线菌( $132.00 \times 10^4$  个/克干土)约占微生物总数的24.84%,真菌( $6.21 \times 10^4$  个/克干土)约占微生物总数的1.17%(表2)。与作者在同一时期对苗圃附近的三种森林类型(季风常绿阔叶林、马尾松林、马尾松针叶阔叶混交林)的土壤微生物测定结果比较,除了苗圃放线菌占微生物总数的比率明显高于任何一种森林类型外,其余则均明显低于任何一种森林类型(表2)。可见,尽管本研究样地建立在这三种森林环绕的一块平地上,但因苗圃为人工形成,受到较大的人为干扰,两者也存在一定的差异。然而,由于试验设置了对照组,通过不同处理之间的比较,可实现本项试验的研究目的。

表1 氮处理对土壤理化性质的影响

Table 1 Effects of nitrogen load on soil property

样地 Plots	全碳(%) Total C	全氮(g/kg) Total N	有机质(g/kg) Organic matter	有效氮(mg/kg) Avail nitrogen	pH值	C/N
Control	1.30 (±0.14) ab	1.02 (±0.05) a	2.24 (±0.24) ab	8.75 (±0.52) C	4.80 (±0.10) a	12.70 (±1.00) B
T <sub>5</sub>	1.61 (±0.09) a	1.02 (±0.03) a	2.77 (±0.15) a	10.20 (±2.08) C	5.16 (±0.03) b	15.89 (±1.68) A
T <sub>10</sub>	1.27 (±0.07) ab	1.17 (±0.07) ac	2.18 (±0.12) ab	18.14 (±0.41) B	4.75 (±0.14) a	10.98 (±0.72) B
T <sub>15</sub>	1.18 (±0.11) b	0.88 (±0.04) a	2.03 (±0.18) b	18.29 (±2.37) B	4.98 (±0.04) a	13.32 (±0.82) BC
T <sub>30</sub>	1.33 (±0.13) ab	1.22 (±0.07) ab	2.29 (±0.22) ab	27.71 (±1.04) A	4.75 (±0.02) a	10.92 (±0.37) B

注: 所给数值为平均值,括号内为标准差,后附大小写字母分别表示不同处理间在P=0.01和P=0.05水平上差异显著。下同。

Note: mean value is given, S. E in the parenthesis, and the capital and small letters mean significantly different among the N treatment at P=0.01 and P=0.05 level (Duncan's multiple range test). The same below.

### 2.4 土壤微生物对氮沉降的响应

2.4.1 氮沉降对土壤微生物各类群的影响 表3可见,施氮增加对土壤微生物数量的影响根据类群不同而异。除对照样地略高于低N外,土壤细菌数量

随着施氮水平的升高而增加,且倍高氮处理样地还显著高于对照样地( $p < 0.05$ ),其数量( $586.03 \times 10^4$  个/g干土)是对照样地( $393.22 \times 10^4$  个/g干土)的1.5倍。土壤放线菌数量随着施氮浓度的升高出现

非直线关系的变化,即先增加后减少,至中氮处理时达最大值( $189.98 \times 10^4$  个/g 干土),然后逐渐下降,到倍高氮处理时出现最小值( $92.53 \times 10^4$  个/g 干土),约为对照的 70.10%,但仅最高值(中 N)与最小值(倍高 N)间的差异达显著水平( $p < 0.05$ )。与土壤放线菌数量变化相反,土壤真菌数量随着施氮水平的升高呈先降后升的变化,至中氮处理时真菌数量最低,后上升至倍高 N 时与对照样地的数量相似。可见,与对照样地比较,总的来说施 N 抑制真菌数量的增长,尤其以中 N 处理水平的抑制作用最强。以上现象表明,施氮增加对土壤微生物数量具有促进作用,这种促进作用对放线菌数量仅在一定

处理水平(中氮)以下,超过此水平施氮增加则表现为抑制作用,而施氮对真菌数量则始终表现为抑制作用,尤其以中 N 处理水平的抑制作用最强。

2.4.2 氮沉降对土壤微生物群落结构的影响 细菌、真菌、放线菌所占微生物总量的比例大小随施氮水平的升高有所变化,其中细菌占微生物总数的 68.05%~85.65%,放线菌占 13.52%~31.50%,真菌占 0.45%~0.82%,这些值与对照样地的相比略有差异(表 3)。可见,尽管前面所述,施氮增加对土壤微生物数量有显著的影响,且这种影响根据类群不同而异,但目前细菌仍占微生物总量的绝对优势,放线菌次之,真菌则占微生物总量的比例最小。

表 2 对照样地土壤微生物群落特征

Table 2 The characteristics of microbial soil community in Control treatment

试验地 Plots	细菌数量 ( $10^4$ 个/g 干土) The number of bacteria	占微生物总量 Percentage of total microbial number (%)	放线菌数量 ( $10^4$ 个/g 干土) The number of actinomycetes	占微生物总量 Percentage of total microbial number (%)	真菌数量 ( $10^4$ 个/g 干土) The number of mould	占微生物总量 Percentage of total microbial number (%)	微生物总数 The number of microbe
I	393.22 ( $\pm 49.61$ )	73.99	132.00 ( $\pm 25.72$ )	24.84	6.21 ( $\pm 0.84$ )	1.17	531.43 ( $\pm 74.69$ )
II	234.39 ( $\pm 41.77$ )	80.04	15.44 ( $\pm 1.86$ )	6.24	37.76 ( $\pm 6.95$ )	13.72	287.59 ( $\pm 43.81$ )
III	162.65 ( $\pm 23.24$ )	77.92	21.42 ( $\pm 5.73$ )	10.67	22.03 ( $\pm 3.76$ )	11.41	206.11 ( $\pm 24.17$ )
IV	180.64 ( $\pm 38.14$ )	87.60	8.88 ( $\pm 1.25$ )	5.68	11.05 ( $\pm 1.43$ )	6.72	200.57 ( $\pm 36.52$ )

I: 苗圃 nursery; II: 季风常绿阔叶林 monsoon evergreen broadleaf forest; III: 马尾松林 Pine and broad-leaf mixed forest; IV: 混交林 pine forest.

表 3 氮处理对土壤微生物数量的影响

Table 3 Effects of nitrogen load on soil microbe number

样地 Plots	细菌数量 ( $10^4$ 个/g 干土) the number of bacteria	占微生物总量 Percentage of total microbial number (%)	放线菌数量 ( $10^4$ 个/g 干土) the number of actinomycetes	占微生物总量 Percentage of total microbial number (%)	真菌数量 ( $10^4$ 个/g 干土) the number of mould	占微生物总量 Percentage of total microbial number (%)
Control	393.22 ( $\pm 49.61$ ) b	73.99	132.00 ( $\pm 25.72$ ) ab	24.84	6.21 ( $\pm 0.84$ ) a	1.17
T <sub>5</sub>	388.40 ( $\pm 54.69$ ) b	71.76	148.42 ( $\pm 27.24$ ) ab	27.42	4.43 ( $\pm 0.48$ ) b	0.82
T <sub>10</sub>	410.48 ( $\pm 64.34$ ) b	68.05	189.98 ( $\pm 26.61$ ) a	31.50	2.74 ( $\pm 0.39$ ) c	0.45
T <sub>15</sub>	471.43 ( $\pm 36.76$ ) ab	76.42	141.52 ( $\pm 24.01$ ) ab	22.94	3.93 ( $\pm 0.81$ ) b	0.64
T <sub>30</sub>	586.03 ( $\pm 62.31$ ) a	85.65	92.53 ( $\pm 14.63$ ) b	13.52	5.62 ( $\pm 0.45$ ) a	0.82

### 2.5 土壤微生物与土壤理化性质的相关分析关系

相关分析结果表明,土壤微生物数量仅与土壤有效氮水平间具有显著的关系(表 4)。土壤有效氮水平与细菌数量间呈极显著正相关关系( $p < 0.01$ , 相关系数为 0.715, 表 4)。然而,放线菌数量与有效氮水平间则呈显著负相关关系( $p < 0.05$ , 相关系数为 -0.436)。

## 3 讨论

土壤细菌是土壤微生物的主要组成部分,能分解各种有机质。由于施氮肥增加了土壤中营养物质

含量,特别是有效氮含量随着施氮处理的增加而显著增加,为细菌生长提供了丰富的营养来源,使得细菌在施氮处理下得到了促进生长的作用。本实验结果与前人报道施无机肥可增加细菌数量的结果一致(张翔等,1998)。放线菌亦参与对各种有机质的分解,特别是对较难分解的有机质(纤维素、木质素)的分解起着重要的作用。土壤放线菌数量随着施氮浓度的升高出现非直线关系的变化,即先增加后减少,表明适量的施用氮肥可以提高放线菌数量,而当施氮量过大时,则可以减少放线菌数量。在本研究里,中氮处理最利于放线菌生长。

土壤真菌是土壤微生物的组成部分,所有的真

表 4 土壤微生物与土壤理化性质之间相关矩阵  
Table 4 Correlation coefficients matrix of soil microbe and soil property

项目 Items	细菌 Bacteria	放线菌 Actinomycetes	真菌 Mould	全氮 Total N	全碳 Total C	C/N	pH 值	有效氮 Avail nitrogen
细菌 Bacteria	1							
放线菌 Actinomycetes	-0.578 **	1						
真菌 Mould	0.267	-0.143 *	1					
全氮 Total N	0.305	-0.141	-0.097	1				
全碳 Total C	-0.112	-0.157	-0.014	0.318	1			
C/N	-0.348	-0.003	0.044	-0.573 **	0.591 **	1		
pH 值	-0.162	-0.234	-0.283	-0.07	0.610 **	0.484 **	1	
有效氮 Avail nitrogen	0.715 **	-0.436 *	-0.141	0.371	-0.259	-0.518 **	-0.094	1

\*\* 表示相关性在 0.01 水平显著; \* 表示相关性在 0.05 水平显著。

\*\* Correlation is significant at the 0.01 level; \* Correlation is significant at the 0.05 level.

菌都是异养型,利用有机质做为碳源。然而,土壤中的真菌则主要分布于具有植物根的耕层土壤中,特别是在根际范围内其作用比较旺盛。本研究发现施氮处理抑制真菌生长,其中以中 N 处理的抑制最强。这些与前人的研究结果相似。Frey 等(2004)在哈佛森林的长期施氮研究的阔叶林和松林里,发现真菌生物量在阔叶林和松林的施肥样地要分别低于对照样地 27%~61%和 42%~69%。Wallenstein 等(2003)在美国三个长期施氮样地中的两个样地发现施氮明显减少土壤微生物量,其中哈佛森林的松林样地的微生物量比未施氮样地减少了 68%,阔叶林则减少了 59%,而在 Mt. Ascutney 混交林样地的微生物量比未施氮样地减少 47%,同时,这种减少也主要表现在真菌生物量,使真菌/细菌的生物量比率随氮输入的增加而减少。但是,Smolaner 等(1994)在挪威云杉林里研究发现,施用 N 肥(硫酸)后,土壤有机质有所增加,土壤 pH 值下降,土壤中真菌分泌物含量也增加,最终造成真菌生物量增加或真菌群落结构发生改变。显然,这与本研究结果并不一致,其原因可能与施氮时间有关。

由于氮增加改变了土壤中营养物质的有效性,也改变了微生物对底物的利用模式,最终将带来微生物群落组成发生变化(Compton 等,2004)。如有效性氮的增加能减少外生菌根真菌所需化合物(甘露醇和海藻糖)的含量,随着氮输入的增加,寄主植物分配给外生菌根真菌的已糖减少(主要是葡萄糖和果糖),最终影响了外生菌根真菌功能的发挥(薛璟花等,2004)。这说明,不同的氮浓度将影响寄主植物向外生菌根真菌提供不同形式的碳水化合物,同时,外生菌根真菌为了适应氮浓度的变化也对其生长要求做出了相应的响应,但这一切变化结果都

与当时实验的氮状况密切相关(薛璟花等,2004)。在长期施氮的哈佛森林发现,松林低氮处理样地的外生菌根真菌群落的多样性明显低于对照样地。Compton 等(2004)则发现施氮使松林和阔叶林土壤微生物类群均发生改变,因为在样地里喜氮菌的基因(16s rDNA)在所有样品中均有发现,单(加)氧氨酶基因(amoA)在高氮处理中亦有发现,在对照样地中则没有,而这种用于 N<sub>2</sub> 固定的基因则在除了氮处理土壤中难以扩大外,其它土壤中均有发现,这暗示了氮增加已改变了固氮类群。此外,同期在本研究样地进行的模拟 N 沉降增加对温室气体排放的研究结果也表明了,土壤有效氮增加明显改变了土壤微生物的活性。该研究结果表明,倍高 N 处理显著促进苗圃样地土壤 CO<sub>2</sub> 的排放,以及使苗圃土壤发生功能转变,即从 CH<sub>4</sub> 汇转变为 CH<sub>4</sub> 源(莫江明等,2005)。

有报道指出,无芽孢细菌、放线菌和真菌数量的多少与土壤中有机质、碱解氮、速效磷和速效钾含量的高低有密切的关系(邵玉琴等,1997)。本研究中亦发现,细菌与有效氮具有极显著的相关性,放线菌亦与有效氮具有显著相关。据报道,土壤中可交换的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量在施肥后的一个较短的时期内(6~12 个月)可被提高,但随着被植物和异养微生物吸收,以及硝化作用、挥发,而迅速降至低水平(Wallenstein 等,2003)。本实验施氮进行近一年,有效氮正处在升高变化,同时发现细菌与有效氮有极显著的正相关(表 4),这也许能解释为什么细菌数量随施氮浓度升高而增加。

值得注意的是,由于土壤微生物的数量和分布是非常巨大和广泛的,在短期内氮沉降对土壤微生物的影响难以完全显现出来。从微生物群落结构没

有发生根本变化可以看出仅一年的施氮实验, 并不见得从根本上影响到土壤微生物区系。Siguenza 等(2000)在美国的模拟研究表明, 在研究初期(第一年)微生物数量对氮沉降的响应并无差别, 但在第二年, 高氮样地中开始显示细菌占优势, 而在低氮样地则是真菌占优势。但从幼苗的生长响应来看(李德军等, 2004), 土壤微生物也将会随之发生一定的变化, 因为植物根系能分泌适合微生物生长的物质, 植物根系发生变化则土壤微生物亦会随之发生变化。所以本研究如长期监测则会更有利于研究土壤微生物对长期氮沉降增加的响应及其机制。

众所周知, 化石燃料燃烧、化肥生产和使用及畜牧业集约化经营等人类活动向大气排放大量的氮化物, 导致氮化物在大气中累积并向陆地和水域生态系统沉降, 给森林生态系统带来负面影响(Lovett 等, 1993; Ulrich, 1995; Vitousek 等, 1997)。而我国亦已成为世界三大高氮沉降区之一(李德军等, 2003; 莫江明等, 2005), 同时, 由于土壤微生物参数变化将有可能成为土壤生态系统变化的预警及敏感指标。从本研究结果看, 施氮增加对土壤微生物数量的影响根据类群和氮处理水平不同而异。总的来说, 施氮增加对土壤微生物数量具有促进作用, 这种促进作用对放线菌数量仅在一定(中氮)处理水平以下, 超过此水平施氮增加则表现为抑制作用, 而施氮对真菌数量则始终表现为抑制作用, 其中以中 N 处理水平的抑制作用最强。由此可以推断, 目前我国一些地区如此高的氮沉降(侯爱敏等, 2002; 刘菊秀等, 2001; 周国逸等, 2001)势必对森林土壤微生物群落产生影响, 因此研究氮沉降对森林生态系统土壤微生物的影响已是刻不容缓。

#### 参考文献:

中国科学院南京土壤研究所微生物室. 1985. 土壤微生物研究方法[M]. 北京: 科学出版社

刘光崧, 蒋能惠, 张连第, 等. 1996. 土壤理化性质分析和土壤剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社: 121—265

Compton JE, Watruda LS, Porteous LA. 2004. Grood S D Response of soil microbial biomass and community composition to chronic nitrogen additions at Harvard forest[J]. *Fore Ecol Management*, **196**: 143—158

Frey SD, Knorr M, Parrent JL, et al. 2004. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests[J]. *Fore Ecol Management*, **196**: 159—171

Hou AM(侯爱敏), Peng SL, (彭少麟), Zhou GY(周国逸). 2002. Tree-ring chemical changes and possible impacts of acid

precipitation in Dinghushan, South China(鼎湖山地区马尾松年轮元素含量与酸雨的关系)[J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **22**(9): 1552—1559

Huang ZL(黄忠良), Ding MM(丁明懋), Zhang ZP(张祝平), et al. 1994. The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghushan(鼎湖山季风常绿阔叶林的水文学过程及其氮素动态)[J]. *Acta Phytocol Sin(植物生态学报)*, **18**(2): 194—199

Johnson DW. 1992. Nitrogen retention in forest soils[J]. *J Environ Qual*, **21**: 1—12

Keency DR. 1980. Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems, A literature review[J]. *For Sci*, **26**: 159—171

Li DJ(李德军), Mo JM(莫江明), Fang YT(方运霆), et al. 2004. Effects of simulated nitrogen deposition on growth and photosynthesis of *Schima superba*, *Castanopsis chinensis* and *Cryptocarya concinna* seedlings(模拟氮沉降对三种南亚热带树苗生长和光合作用的影响)[J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **24**(5): 876—882

Li DJ(李德军), Mo JM(莫江明), Fang YT(方运霆), et al. 2003. Impacts of nitrogen deposition on forest plants(氮沉降对森林植物的影响)[J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **23**(9): 1891—1900

Liu JX(刘菊秀), Zhou GY(周国逸), Wen DZ(温达志), et al. 2001. Properties of surface soil on selected forest ecosystem affected by acid deposition on Guangdong(酸沉降影响下广东陆地生态系统表层土壤特征)[J]. *Agric Protection(农业环境保护)*, **20**(4): 231—234

Lovett GM, Lindberg SE. 1993. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests[J]. *Canadian J Fore Res*, **23**: 1603—1616.

Mo JM(莫江明), FANG YT(方运霆), XU GL(徐国良), et al. 2005. The short-term responses of soil CO<sub>2</sub> emission and CH<sub>4</sub> uptake to simulated N deposition in nursery and forests of Dinghushan in subtropical China(鼎湖山苗圃和主要森林土壤 CO<sub>2</sub> 排放和 CH<sub>4</sub> 吸收对模拟 N 沉降的响应)[J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **25**(4): 682—690

Shao YQ(邵玉琴), Zhao JI(赵吉). 1997. Study on soil microbial numbers and soil ecological factor in fixed Dunesin the East Hobq Sands of NeiMongol(库布齐固定沙丘土壤微生物数量与土壤生态因子的研究)[J]. *Acta Sci Nat Univ NeiMongl(内蒙古大学学报(自然科学版))*, **28**(5): 715—719

Siguenza C, Allen EB, Allen MF, et al. 2000. Soil microorganisms and fatty acid methyl ester profiles along a nitrogen deposition gradient[J]. *Soil Ecol*

Smolander A, Kurka A, Kitunen V, et al. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway Spruce and *Soil Biol & Biochem*, **26**: 957—962

Ulrich B. 1995. The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation [J]. *Environ Reviews*, **3**: 262—276

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RH, et al. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Source and consequences[J]. *Ecol Appl*, **7**: 737—750

(下转第 202 页 Continue on page 202)

特有种数占全国的 55.6%。我国各地分布的蓼族植物部分种类可能是由这个现代分布中心和多样化中心迁移或分化出去的。(4)中国拥有该族 14 属中的 12 属(其中特有属 1 个),占总属数的 85.7%;种及变种数 170 余种,占世界种数的 48.0%~58.2%;此外,特有种 36 个,占世界种数的 10.2%~12.3%。北美有 8 属(其中特有属 1 个)63 种(Freeman 等,2005),欧洲有 10 属 52 种(Webb,1991),前苏联远东地区有 10 属 81 种(Charkevicz,1989),可见中国是该族植物分布集中的地区,是世界蓼族植物的现代分布中心及多样化中心。

在本项研究过程中得到了中国科学院植物研究所李安仁教授的悉心指导,于胜祥博士协助采集部分蓼科标本,尤其是 PE、HITBC、KUN、IFP、XJBI 等标本馆的馆长及工作人员在标本查阅借阅过程中都给予了极大的帮助,特此致谢!

#### 参考文献:

- 李安仁,徐国土. 2005. 中国蓼属植物图谱[M]. 北京:海洋出版社
- 李安仁. 1998. 中国植物志[M]. 北京:科学出版社,25(1)
- 吴征镒,路安民,汤彦承等. 2003. 中国被子植物科属综论[M]. 北京:科学出版社:164-168
- Cen QY(岑庆雅),Miu RH(缪汝怀),Liao WB(廖文波). 1996. The study of subfamily Abietoideae (Pinaceae) flora from China (中国松科冷杉亚科植物区系研究)[J]. *Suppl J Sun Yat-Sen Univ*(中山大学学报论丛), 2,87-92
- Charkevicz SS. 1989. Polygoneae. *Plantae Vasculares Orientis Extremi Sovietici*[M]. Leningrad:Nauka;55-122
- Freeman,Craig C,James L Reveal. 2005. Polygonaceae. *Flora of North America*[M]. St Louis:Missouri Bot Garden Press,Volume V
- Hou YT(侯元同),Lu FJ(鲁法军),Qu CY(曲畅游),et al. 2006. Three new species in the genus *Polygonum*(Polygonaceae) from China(中国蓼属(蓼科)三新种)[J]. *Acta Phytotax Sin*(植物分类学报),44(2):165-177
- Li AJ(李安仁),Bao BJ(包伯坚),Alisa E,et al. 2003. Polygonaceae[M]//Wu ZY,Raven PH (eds). *Flora of China*. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press,5: 277-350
- Li FZ(李法曾),Xu CM(许崇梅),Qu CY(曲畅游),et al. 2004. Summary on phylogenetic classification of Trib. Polygonaceae from China(中国蓼族植物系统分类研究综述)[J]. *Acta Bot Boreali-Occident Sin*(西北植物学报),24(1):189-192
- Steward AN. 1930. The Polygoneae of eastern Asia[J]. *Contributions from the Gray Herbarium of Harvard University*,88: 1-13
- Webb DA. 1991. Polygonaceae[M]//Tutin TG,Burges NA,Chatter AO(eds). *Flora Europaea*. Cambridge: Cambridge university press,91-99
- Wu ZY(吴征镒). 1991. The areal-type of Chinese genera of seed plants(中国种子植物属的分布区类型)[J]. *Acta Bot Yunnan* (云南植物研究),增刊 IV:1-139
- Wu ZY(吴征镒). 1993. Addenda et corrigenda ad typi arealorum generorum spermatophytorum sinicarum(中国种子植物属的分布区类型的增订和勘误)[J]. *Acta Bot Yunnan*(云南植物研究),增刊 IV:141-178
- Wang Y(王岩),Shen QR(沈其荣),Shi RH(史瑞和),et al. 1996. Soil micro biomass and its ecology effect(土壤微生物量及其生态效应)[J]. *J Nanjing Agric Univ*(南京农业大学学报),19(4):45-51
- Wallenstein MD. 2003. Effects of nitrogen fertilization on soil microbial communities, geophysical research abstracts[J]. *European Geophysical Society*,5:13 087
- Xue JH(薛璟花),Mo JM(莫江明),Li J(李炯),et al. 2004. Effects of nitrogen deposition on ectomycorrhizal fungi(氮沉降对外生菌根真菌的影响)[J]. *Acta Ecol Sin*(生态学报),24(8):1 785-1 792
- Zhang X(张翔),Zhu HX(朱洪勋),Sun CH(孙春河). 1998. Effects of long-term fertilizer application on soil microorganism and humus compositions(长期施肥对土壤微生物和腐殖质组分的影响)[J]. *Acta Agric Boreali-Sin*(华北农学报),13(2):87-92
- 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(鼎湖区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响)[J]. *Acta Ecol Sin*(生态学报),21(12):2 002-2 012

(上接第 179 页 Continue from page 179)