

南亚热带森林两种优势树种幼苗的元素含量对模拟氮沉降增加的响应

李德军^{1,2}, 莫江明^{1*}, 彭少麟¹, 方运霆¹

(1. 中国科学院华南植物园鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东肇庆鼎湖 526070; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 氮沉降是当前全球变化的一个重要方面, 它对各类森林生态系统和植物的影响及其机制的研究是当前国际生态学界关注的问题之一。探讨了南亚热带森林两种优势树种荷木 (*Schima superba*) 和黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*) 幼苗的养分状况对模拟氮沉降增加的响应。实验随机分为对照 (Control)、T₅、T₁₀、T₁₅ 和 T₃₀ 5 个样方, 每个样方包括 3 个重复。所施氮肥为 NH₄NO₃, 每次溶解在 10L 自来水中, 5 个样方喷施的浓度分别为 0、0.12、0.24、0.36 和 0.72 mol · L⁻¹。每月喷施 2 次, 5 个样方一年喷施的总氮量分别相当于氮沉降率 0.5、10、15 和 30 g · m⁻² · a⁻¹。经过 11 个月的处理, 土壤中速效氮水平明显提高, 而 pH 值下降。两种幼苗叶、枝干和根的氮含量随处理水平的增加而升高, 但 P、K、Ca 和 Mg 的含量与对照相比普遍下降。荷木幼苗的单株氮贮量除 T₅ 处理外, 所有处理样方均高于对照, 但以 T₁₀ 样方最高; 黄果厚壳桂幼苗的单株氮贮量随处理水平增加而增加, 在 T₁₅ 样方达最大值, 之后下降。氮处理引起两种幼苗体内的氮分配到枝干的比例增加, 但分配到叶中的比例下降。两种幼苗叶、枝和根 3 器官中 N 与其他营养元素的比值随氮处理水平增加而显著增加。

关键词: 南亚热带; 氮沉降; 幼苗; 养分状况

文章编号: 1000-0933(2005)09-2165-08 **中图分类号:** Q945, Q948, S718 **文献标识码:** A

Effects of simulated nitrogen deposition on elemental concentrations of *Schima superba* and *Cryptocarya concinna* seedlings in subtropical China

LI De-Jun^{1,2}, MO Jiang-Ming^{1*}, PENG Shao-Lin¹, FANG Yun-Ting¹ (1. Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Dinghu, Zhaoqing, Guangdong 526070, China; 2. the Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(9): 2165~2172.

Abstract: Effects of nitrogen deposition on forest ecosystems and plants are of global concern because nitrogen deposition is an important aspect of global change. To clarify the effects of elevated nitrogen deposition on subtropical tree seedlings of *Schima superba* and *Cryptocarya concinna*, which are dominant in subtropical monsoon evergreen broadleaf forests in China, a simulated study was carried out. The experiment included five randomly chosen treatment plots, each of which was divided into three subplots. In every subplot, we transplanted 40 seedlings of each of the two species. From January of 2003, we sprayed five levels of NH₄NO₃ solution: 0 (control), 0.12 (T₅), 0.24 (T₁₀), 0.36 (T₁₅), and 0.72 (T₃₀) mol · L⁻¹ to the five plots respectively twice every month, equivalent to the nitrogen deposition rates of 0, 5, 10, 15 and 30 g · m⁻² · a⁻¹. Soil nitrogen availability increased greatly with increasing nitrogen additions, however, soil pH values decreased. Nitrogen addition significantly increased the nitrogen contents in leaves, shoots (including branches and stems) and roots, but decreased the contents of P, K, Ca and Mg in leaves, shoots and roots. Nitrogen storage per seedling of *Schima superba* in all plots except

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (30270283); 广东省自然科学基金资助项目 (021524); 中国科学院知识创新工程领域前沿项目; 中国科学院华南植物研究所所长基金资助项目

收稿日期: 2004-03-06; **修订日期:** 2005-03-20

作者简介: 李德军 (1978~), 男, 湖南省桂阳县人, 博士生, 主要从事环境科学研究。

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

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 30270283), Provincial Natural Science Foundation of Guangdong (No. 021524), Field Frontiers Project of CAS Knowledge Innovation Program and Director Foundation of South China Institute of Botany, CAS

Received date: 2004-03-06; **Accepted date:** 2005-03-20

Biography: LI De-Jun, Ph. D. candidate, mainly engaged in environment science.

for T_5 plots was higher than that in control plots, with the highest in T_{10} plots. Nitrogen storage per seedling of *Cryptocarya concinna* increased with increasing nitrogen addition for the dose levels from control to T_{15} , followed by a decline in the higher treatment levels. Nitrogen treatment also caused increased ratios of N / other elements in leaves, shoots and roots of the two seedlings.

Key words: subtropics; nitrogen deposition; seedlings; nutritional status

在过去几十年中,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了大量的氮化物,导致氮化物在大气中累积并向陆地和水域生态系统沉降^[1]。如在欧洲畜牧业和工业发达的地区氮沉降超过 $25 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[2];在严重污染的地区如荷兰,森林穿透雨中的氮普遍超过 $50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,有些地区甚至超过 $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[3];在美国东北部,当前氮沉降率比本底水平增加了 10~20 倍^[4]。况且随着经济发展的全球化,氮沉降增加也呈现出全球化趋势^[5]。在欧美的一些地区,氮沉降已造成许多陆地和水域生态系统氮饱和,给生态环境带来了严重的冲击^[1]。比如,影响森林植物生长,严重者导致森林衰退;影响森林植物组成和多样性;影响森林碳吸收及引起森林生态系统向大气排放的 N_2O 增加,从而加剧温室效应^[6,7]。基于此,欧美等国的生态学者近 20a 来就氮沉降对温带森林生态系统和植物的影响进行了研究,但对热带亚热带森林生态系统和植物的影响的报道极少。由于热带森林的氮状况、气候条件和土壤性质等与温带森林存在差异^[8],如,绝大多数热带森林植物生长并不受氮限制,而是受其他营养如磷、钙限制^[9],人为引起的氮沉降的增加可能不会促进热带森林植物生长,甚至会通过引起土壤酸化和磷及盐基阳离子的可利用性降低而对植物生长不利^[10]。

事实上,我国已成为世界三大高氮沉降区之一^[11,12],许多地区存在高氮沉降现象,如地处经济发达的珠江三角洲北缘的鼎湖山自然保护区 1989~1990 年度和 1998~1999 年度的降水氮沉降分别为 $35.57 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $38.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[13,14],黑龙江帽儿山森林定位站降水氮沉降为 $12.9 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[15]。这些数字均高于或远远高于森林在生长季节对氮的需求量(约 $5 \sim 8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)^[16]。但遗憾的是,国内这方面的研究还很缺乏。作为氮沉降对植物影响研究的一部分,前期报道了 3 种亚热带森林主要优势树种的幼苗生长(包括成活率等)和光合作用对模拟氮沉降增加的响应^[17],生物量及其分配的响应^[18],本文继续报道两种幼苗的养分状况的响应情况,为我国开展相关的研究和探讨全球变化尤其在氮沉降增加的背景下亚热带森林动态及其保护和环境管理提供参考。

1 材料和方法

1.1 样地背景

本研究在鼎湖山生物圈保护区进行。保护区位于广东省中部,东经 $112^{\circ}33'$,北纬 $23^{\circ}10'$,属亚热带季风性气候。年平均降雨量为 1927 mm ,其中 75% 集中在 3 月到 8 月,而 12 月到次年 2 月仅占 6%。年平均相对湿度为 80%。年平均温度为 21.4°C ,最冷月(1 月份)和最热月(7 月份)的平均温度分别为 12.6°C 和 28.0°C ^[19]。年太阳总辐射约 $4655 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,年平均日照时数为 1433 h ^[20]。土壤由泥盆纪厚层变质砂岩、砂页岩发育形成,主要土壤类型有赤红壤、红壤等^[21]。

由于工农业的发展,华南地区的大气污染相当严重,成为我国酸雨出现的高频区和严重地区,自 1985 至 1990 年,广东省降水 pH 值逐年下降,同时酸雨频率逐年上升。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一,1991~1997 年间降水 pH 的年均值均低于全省平均水平^[20]。氮是酸雨的主要组分,1989~1990 年度和 1998~1999 年度的降水氮沉降分别为 35.57 和 $38.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,处于全国高水平^[13,14]。

1.2 实验设计

实验样地位于鼎湖山一个山谷中,地势平坦,四周没有大树遮挡。样地面积 $22 \times 23 \text{ m}^2$,实验前将土壤充分混匀,深度 30 cm ,划分成 5 列,即 5 个样方,每个样方面积 $3.5 \times 23 \text{ m}^2$,样方之间留有足够深的排水沟。2002 年 10 月 25 日,将从华南农业大学苗圃场购买的大小较一致的荷木和黄果厚壳桂的 1 年生幼苗移栽入样地中,株距 30 cm ,行距 40 cm 。每个样方中移栽每种树苗 120 株,分 3 个重复(即小样方)。5 个样方分别为 5 个处理水平,即 Control(对照)、 T_5 、 T_{10} 、 T_{15} 和 T_{30} 。以上处理和重复均为随机设置。从 2003 年 1 月开始,每个月的月中和月底分两次向 5 个样方的幼苗全株喷施 NH_4NO_3 溶液,浓度分别为 0、0.12、0.24、0.36 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.72 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$,每次将氮肥溶解在 10L 自来水中用背式喷雾器喷施,对照样方喷施等量的自来水。来回喷施多次,保证均匀。5 个样方全年的施氮量折成氮沉降率分别相当于 0、5、10、15 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (注:不包括大气沉降的氮量)。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,每月除草一次。

本研究设计特点:(1)将幼苗置于野外自然条件下生长,尽可能减少人为干扰。目前几乎所有的模拟氮沉降对幼苗生长的影响的研究都是在温室或大棚中进行的盆栽实验,其优势在于可操作性强,但也存在很大的弊端,即减少了其他因子的影响。(2)对幼苗进行全株喷施 NH_4NO_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。

1.3 实验方法

土壤样品测定 2003 年 11 月, 在每个小样方中取三钻深度为 15cm 的土柱组成一个混合土样, 每个样方共 3 个混合土样。以鲜土样测定速效氮, 之后风干, 磨粉, 过 2mm 孔径的筛, 用来测定 pH 和速效 P。铵态氮测定采用 KCl 浸提—靛酚蓝比色法; 硝态氮测定采用 KCl 浸提, 镉铜锡还原—重氮化偶合比色法; 速效 P 测定采用钼锑抗比色法; 用 pH 计测定 pH 值^[36]。

植物样品养分测定 土壤样品采回后, 接着采植物样品。在每个处理样方的 3 个重复(小样方)中, 随机选定 3 株幼苗, 全收获, 洗净, 测定幼苗株高、基径、主根长度和最大侧根长度之后 80℃ 烘干至恒重, 测定全株干重以及叶、枝干和根干重。之后, 用电动粉碎机粉碎植物样品, 装瓶供化学分析。测定前再于 80℃ 烘干至恒重。全氮测定采用凯氏法, 全磷测定采用钼锑抗比色法, K、Ca、Mg 和 Mn 的测定采用原子吸收分光光度法^[37]。幼苗生物量及其分配见另文^[18], 本文报道土壤及幼苗的元素含量状况。

1.4 数据统计分析

幼苗的氮贮量由叶、枝干和根干重×相应器官的氮含量得到, 单株氮贮量为各器官氮贮量之和, 幼苗生物量数据见另文^[18]。氮与其他营养元素比值为含量之比。处理间差异显著性分析采用 Duncan 氏多重比较。统计软件为 SPSS10.0。

2 结果与分析

2.1 土壤性质

由表 1 可知, 氮处理显著提高了土壤的速效氮含量, 且随处理水平增加土壤速效氮含量也相应升高。T₅、T₁₀、T₁₅ 和 T₃₀ 处理样方的平均速效氮含量分别是对照样方的 1.85、2.84、3.95 倍和 4.18 倍, 其中, NH₄⁺-N 分别是对照的 1.46、1.55、2.12 倍和 2.95 倍, NO₃⁻-N 分别是对照的 2.0、4.2、3.84 倍和 4.67 倍。但是, 土壤 pH 值随处理水平增加呈下降趋势, 其中 T₁₅ 和 T₃₀ 两样方与对照差异显著($p < 0.05$)。土壤速效 P 含量在各样方之间没有明显差异。

2.2 植物养分元素状况

2.2.1 养分含量 因为对照样方的植物没有进行任何 N 处理, 所以其养分含量在一定程度上反映了自然状态下的情况。由表 2 可知, 对照样方两种幼苗不同营养元素含量因元素、器官和幼苗种类不同而异, 但其氮素含量均表现为叶>枝干>根。

叶、枝和根 3 器官的氮含量对氮处理的响应在两种幼苗中均十分相似。除荷木枝干各处理之间差异不明显和黄果厚壳桂叶片 T₅ 略低于对照外, 其余各器官的氮含量均表现为处理显著高于对照($p < 0.05$), 且幼苗各器官的氮含量均随氮处理水平的增加而升高。可见, 氮处理明显增加了植物各器官的氮素含量。

然而, 器官不同对氮输入的响应程度也不同。幼苗各器官的氮含量最高处理与对照相比, 荷木根部增长最大, 比对照增加了 138.88%, 其次为叶(58.36%), 枝干部分的增长最小(54.30%); 黄果厚壳桂幼苗为枝干增长最大, 比对照增加 123.21%, 其次为根(117.96%), 叶最小(36.72%)。

与氮含量不同, 氮输入引起两种幼苗体内的 P、K、Ca 和 Mg 含量呈现下降趋势变化, 但元素种类和器官不同, 响应程度有异(表 2)。P 和 K 元素含量在两种幼苗各器官中普遍表现为随氮处理水平增加而降低。Mg 含量, 除荷木叶片外其余器官均随处理水平增加而下降。Ca 含量仅在某些器官中存在下降趋势, 如黄果厚壳桂叶片和荷木枝干。Mn 含量也仅在黄果厚壳桂根中存在明显差异($p < 0.05$)。

2.2.2 氮与其他营养元素比值 总的来说, 氮处理引起两种幼苗叶、枝和根中氮与其他营养元素的比值增加(图 1)。除了荷木枝干中 N/K、N/Mg、N/Mn 和叶片中 N/Ca、N/Mg、N/Mn 及黄果厚壳桂根中的 N/Ca 比值与对照样地相应的元素比值间没有明显的差异外, 荷木幼苗根、黄果厚壳桂幼苗叶和枝干的 N 与其他营养元素比值在处理样方与对照样方的差异均达显著水平($p < 0.05$)。

2.2.3 氮贮量及分配 从图 2 可以看出, 单株幼苗氮贮量, 荷木以 T₁₀ 样方最大, 黄果厚壳桂幼苗以 T₁₅ 样方最大, 两者均显著高于对照、T₅ 和 T₃₀ 样方($p < 0.05$)。

不同器官氮贮量, 荷木叶片氮贮量的大小顺序为 T₁₀>T₁₅>Control>T₅>T₃₀, 但各样方之间没有明显的差异; 枝干氮贮量大小顺序为 T₁₀>T₁₅>T₃₀>Control>T₅, 其中, T₁₀ 样方显著高于对照和 T₅ 样方($p < 0.05$), 但与 T₁₅ 和 T₃₀ 样方的差异不明显; 根氮贮量大小顺序为 T₁₀>T₁₅>Control>T₃₀>T₅, 其中 T₁₀ 与 Control、T₅ 和 T₃₀ 之间差异均显著($p < 0.05$)。黄果厚壳桂叶片和根氮贮量的大小顺序均为 T₁₅>T₁₀>T₅>T₃₀>Control, 其中 T₁₅ 样方叶片氮贮量显著高于对照、T₅ 和 T₃₀ 样方($p < 0.05$); 枝

表 1 土壤速效氮、速效 P 和 pH

Table 1 Available nitrogen, available phosphorus and pH in soils
(means with S. E. in parenthesis, $n=3$)

样方 Samples	NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	P (mg/kg)	pH
Control	1.64(0.25)c	4.08(0.91)c	14.22(1.60)	5.16(0.03)a
T ₅	2.4(0.06)c	8.2(1.88)bc	15.94(2.16)	4.88(0.14)ab
T ₁₀	2.54(0.24)c	17.15(3.96)ab	15.84(5.21)	4.88(0.09)ab
T ₁₅	3.49(0.37)b	15.68(1.17)a	14.55(2.42)	4.75(0.14)b
T ₃₀	4.84(0.40)a	19.08(2.97)a	15.78(1.32)	4.66(0.15)b

Values followed by different letters are significantly different among the treatments (Duncan's multiple range test; $p < 0.05$)

干氮贮量的大小顺序为 $T_{15} > T_{10} > T_{30} > T_5 > \text{Control}$, T_{15} 显著高于 T_5 和对照。可见, 荷木叶、枝和根中的氮贮量均以 T_{10} 样方最大, 分别比对照高出 93.26%, 97.01% 和 178.20%, 而以 T_5 或 T_{30} 样方最小; 黄果厚壳桂叶、枝和根中的氮贮量均以 T_{15} 样方最大, 分别比对照高出 101.38%, 164.07% 和 71.83%, 而以对照样方最小。

表 2 幼苗叶、枝和根养分含量 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)Table 2 Nutrient contents in leaves, shoots and roots of seedlings ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, means with S. E. in parenthesis, $n=3$)

样方 Samples	N	P	K	Ca	Mg	Mn
荷木叶片 Leaves of <i>Schima superba</i>						
Control	8.79(0.66)b	1.04(0.06)a	3.81(0.17)a	7.22(0.36)	2.38(0.14)	0.48(0.06)
T_5	10.23(1.82)ab	0.70(0.06)b	3.39(0.31)ab	6.98(0.10)	2.32(0.14)	0.35(0.07)
T_{10}	9.83(1.93)ab	0.85(0.08)ab	2.85(0.12)bc	6.08(1.03)	2.05(0.17)	0.29(0.06)
T_{15}	11.22(1.57)ab	0.88(0.07)ab	2.47(0.08)c	7.25(1.01)	2.48(0.24)	0.44(0.03)
T_{30}	13.92(1.39)a	0.91(0.08)ab	2.34(0.31)c	7.09(0.57)	2.49(0.21)	0.47(0.06)
黄果厚壳桂叶片 Leaves of <i>Cryptocarya concinna</i>						
Control	11.33(1.63)b	2.87(0.92)a	4.67(0.60)a	7.49(0.54)ab	2.71(0.16)a	0.25(0.05)
T_5	9.72(0.048)b	2.00(0.37)ab	3.66(0.57)ab	7.71(0.65)a	2.57(0.10)a	0.17(0.03)
T_{10}	15.16(1.02)a	1.71(0.12)ab	3.10(0.58)ab	6.22(0.60)ab	2.10(0.10)b	0.23(0.03)
T_{15}	15.30(0.91)a	1.13(0.11)b	2.73(0.32)b	5.90(0.38)b	1.99(0.11)b	0.16(0.02)
T_{30}	15.49(0.76)a	1.41(0.10)b	3.94(0.61)ab	6.17(0.62)ab	1.82(0.27)b	0.15(0.01)
荷木枝干 shoots of <i>Schima superba</i>						
Control	6.74(0.35)bc	1.41(0.15)a	2.62(0.07)a	14.64(0.48)ab	1.67(0.07)a	0.13(0.01)
T_5	6.46(0.42)c	1.15(0.08)ab	2.34(0.01)a	16.16(0.67)a	1.52(0.05)ab	0.11(0.02)
T_{10}	7.12(0.76)bc	0.84(0.05)b	1.92(0.16)ab	13.71(1.29)ab	1.15(0.02)c	0.10(0.03)
T_{15}	9.23(1.60)ab	0.96(0.21)b	1.94(0.20)b	14.41(0.86)ab	1.30(0.19)bc	0.11(0.02)
T_{30}	10.40(0.55)a	0.92(0.12)b	2.27(0.07)b	12.85(0.46)b	1.45(0.05)abc	0.15(0.02)
黄果厚壳桂枝干 Shoots of <i>Cryptocarya concinna</i>						
Control	5.30(0.52)c	2.53(0.55)a	3.45(0.19)a	4.64(0.79)	0.86(0.05)a	0.05(0.02)
T_5	7.14(0.56)bc	2.05(0.20)ab	2.32(0.16)b	4.54(0.28)	0.74(0.19)ab	0.02(0.002)
T_{10}	8.99(0.59)b	1.67(0.34)abc	1.80(0.11)c	4.81(0.16)	0.53(0.04)bc	0.03(0.004)
T_{15}	8.93(1.39)b	1.13(0.12)bc	1.35(0.12)d	3.95(0.31)	0.56(0.08)abc	0.05(0.01)
T_{30}	11.83(1.78)a	0.94(0.14)c	1.99(0.08)bc	3.71(0.03)	0.42(0.05)c	0.04(0.004)
荷木根 Roots of <i>Schima superba</i>						
Control	4.09(0.91)c	1.82(0.08)a	4.69(0.24)	1.58(0.42)	1.78(0.05)a	0.07(0.003)
T_5	6.04(1.46)bc	1.41(0.07)ab	4.57(0.41)	1.66(0.44)	1.29(0.01)b	0.08(0.01)
T_{10}	7.93(1.21)ab	1.24(0.17)b	4.64(0.28)	1.34(0.34)	1.57(0.07)ab	0.06(0.01)
T_{15}	8.70(1.27)ab	1.29(0.23)b	4.41(0.53)	1.52(0.67)	1.33(0.17)b	0.07(0.01)
T_{30}	9.77(0.33)a	1.19(0.08)b	3.81(0.33)	0.87(0.08)	1.79(0.09)a	0.09(0.01)
黄果厚壳桂根 Roots of <i>Cryptocarya concinna</i>						
Control	4.90(0.78)b	2.24(0.45)	5.76(0.36)a	0.77(0.29)	1.29(0.13)a	0.08(0.01)a
T_5	6.33(0.70)ab	2.12(0.36)	4.05(0.19)bc	0.39(0.24)	0.64(0.33)b	0.04(0.02)b
T_{10}	7.59(2.84)ab	1.84(0.18)	5.12(0.64)ab	0.65(0.16)	0.82(0.04)b	0.06(0.01)b
T_{15}	7.24(1.89)ab	1.49(0.17)	3.37(0.33)c	0.55(0.06)	0.69(0.05)b	0.06(0.01)b
T_{30}	10.68(3.30)a	1.40(0.18)	3.23(0.30)c	0.70(0.13)	0.67(0.17)b	0.05(0.01)b

Values followed by different letters are significantly different among the treatments. (Duncan's multiple range test; $p < 0.05$)

各器官氮贮量占单株氮总量的比值大小顺序, 荷木幼苗叶片为: $\text{Control} > T_5 > T_{10} > T_{15} > T_{30}$, 枝为: $T_{30} > T_{15} > T_5 > T_{10} > \text{Control}$, 根为: $T_{10} > T_{30} > T_5 > T_{15} > \text{Control}$, 但它们之间的差异均未达显著水平; 黄果厚壳桂幼苗叶片为: $\text{Control} > T_{15} > T_{10} > T_5 > T_{30}$, 前 3 个样方明显高于 T_{30} ($p < 0.05$), 枝干为: $T_{30} > T_{10} > T_{15} > T_5 > \text{Control}$, T_{30} 明显高于对照 ($p < 0.05$), 根为: $T_5 > \text{Control} > T_{30} > T_{10} > T_{15}$ 。可见, 氮处理改变了氮贮量在各器官中的分配比例, 随着氮处理水平的增加两种幼苗体内的氮分配到枝干的比例也增加, 而分配到叶中的比例则下降。

3 讨论

3.1 土壤性质

本研究结果表明, 氮输入增加后会导致土壤速效氮含量相应增加, 同时, 氮输入也会导致土壤酸化, 这与前人的研究结果一致^[4, 22]。氮输入导致土壤酸化的机制可能有两点: 首先, 土壤中多余的氮主要以 NO_3^- 的形式从土壤中淋失, 从而造成土壤酸化。其次, 氮素转化和吸收过程也会伴随土壤酸化发生。就氮沉降的两种主要形式 NH_4^+ 和 NO_3^- 而言, 前者对土壤酸化的促进作用

更强^[23], 因为 1mol NO_3^- 被植物根系吸收或淋失仅产生 1mol 的净 H^+ 离子, 而在硝化过程中, 1mol NH_4^+ 被氧化为 NO_3^- 时可净生成 2mol H^+ 离子, 即使 1mol NH_4^+ 被植物吸收后也会净生成 1mol H^+ 离子^[10]。本研究中, 土壤速效氮与 pH 值之间呈显著负相关, 其中, NH_4^+-N 含量与 pH 值的相关系数为 $-0.914 (p < 0.05)$, NO_3^--N 含量与 pH 值的相关系数为 $-0.938 (p < 0.05)$, 由此可见, 两种不同形态的速效氮对土壤 pH 值的下降的贡献率以 NO_3^--N 略大, 但相差不显著。

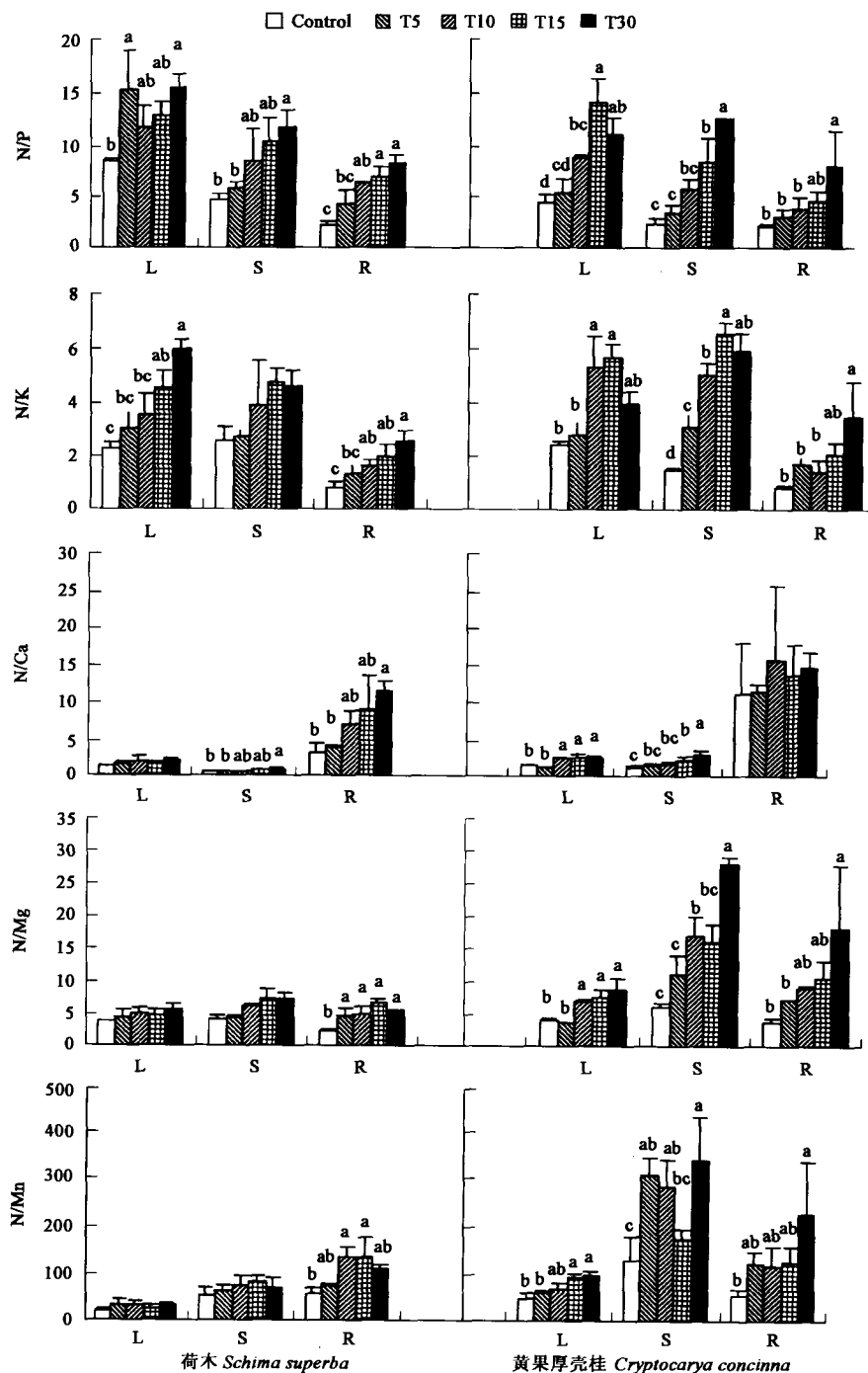


图1 两种幼苗叶(L)、枝(S)和根(R)中N与P、K、Ca、Mg和Mn的比值

Fig. 1 Ratio of N/other elements in leaves (L), shoots (S) and roots (R). Each value is the mean of three determinations, and the standard error is given by a vertical bar. Different letters above the columns indicate significant differences among the treatments (Duncan's multiple range test; $p < 0.05$)

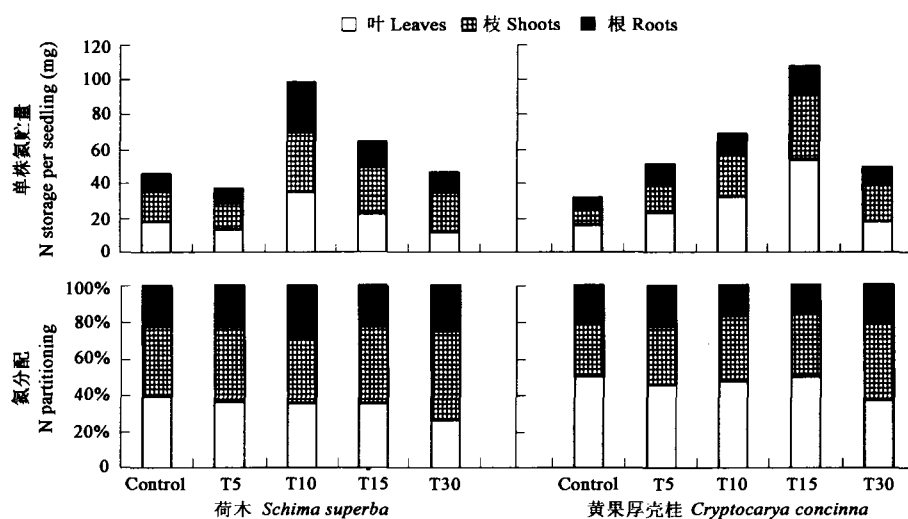


图2 氮处理对两种幼苗单株氮贮量和氮在叶、枝和根之间的分配的影响

Fig. 2 Effects of N treatment on total N per seedling and N partitioning among leaves, shoot (aboveground part without leaves) and roots

国内以往对酸沉降机制的研究主要集中在硫沉降的研究上,而对氮沉降的研究非常缺乏,随着国内一些地区氮沉降水平的提高,氮沉降对土壤酸化及其对各类生态系统的影响值得关注。

3.2 植物养分元素状况

本研究表明,氮处理一方面引起氮在植物体内累积,这与其他研究结果是一致的^[24~27]。另一方面,氮处理也会引起植物体内P、K、Ca和Mg含量降低和N与其他营养元素的比值增加。其原因可能有以下3方面:(1)在氮沉降率高的地区,植物通过根系和树冠对过量的氮进行大量吸收而引起氮在体内累积。如,在氨/铵沉降高的荷兰,很大一部分氮通过树冠进入植物体内的,以至叶片中游离铵离子浓度很高^[28];(2)过量的氮沉降造成土壤中多余的氮以 NO_3^- 的形式从土壤中淋失,引起 Mg^{2+} 、 K^+ 和 Ca^{2+} 作为 NO_3^- 的电荷平衡离子也从土壤中淋失^[10, 29],土壤库中盐基离子量减少;(3)氮沉降引起土壤中的铵离子增加,而许多植物对铵有优先吸收的特性,铵离子的存在会抑制植物对 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 的吸收^[30]。

由氮处理引起氮与其他元素比值的差异显著程度可看出(图2),荷木幼苗以根对氮输入的变化更敏感,而黄果厚壳桂幼苗则以叶和枝两器官较敏感。

植物体内,尤其是叶片中的N与其他营养元素之间的比例关系与植物的生长和代谢密切相关。当比值在一定范围内时,植物生长得最好,超过这一范围时,即表现营养失衡(nutritional imbalance),对植物生长不利,这种现象被认为是过量的氮沉降造成植物生产力下降的主要原因^[31]。Mohren等^[38]在研究氮输入对花旗松(*Pseudotsuga menziesii*)影响时发现,当N/P达到20~30后,幼苗生产力下降了10%。在另一个对赤松(*Pinus densiflora*)进行氮处理的实验中,Nakaji等^[22]发现叶片中Rubisco和叶绿素含量的降低与叶片N/P比增加显著相关($p < 0.001$)。也有研究^[39]表明,每个枝条的针叶数与N/Ca和N/Mg呈负相关($p < 0.05$),与呼吸作用呈正相关。Schulze^[30]认为,N/Mg下降与森林衰退有关。此外,营养失衡也会降低净光合速率、光合作用氮利用率^[30~32]及植物对病虫害的抵抗力^[34, 35],从而降低森林活力,增加林木死亡率。

在本研究中,如果假定幼苗的生物量最大的样方其幼苗体内的营养元素的比例也最适宜,那么结合前期研究结果^[18]可知,荷木叶片N/Ca/K/Mg/P/Mn的最适比值为33.90/20.97/9.83/7.07/1,枝干为71.2/137.1/19.2/11.5/8.4/1,根为132.17/22.33/77.33/26.17/20.67/1。黄果厚壳桂叶片N/Ca/K/Mg/P/Mn的最适比值为95.63/36.88/17.06/12.44/7.06/1,枝干为178.6/79.27/11.2/22.6/1,根为120.67/9.17/56.17/11.5/24.83/1。由此可见,从叶片中的养分含量来看,黄果厚壳桂幼苗对氮的需求量比荷木幼苗大。这也可以部分解释,经过11个月的处理荷木幼苗表现出受抑制症状,而黄果厚壳桂除T₃₀样方外,氮处理对其余所有样方幼苗的生长仍具有促进作用^[18]。

References:

- [1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol. Appl.*, 1997, 7 (3): 737~750.
- [2] Binkley D, Son Y, Valentine D W. Do forest receive occult inputs of nitrogen? *Ecosystems*, 2000, 3: 321~331.

- [3] Van Breemen N, Van Dijk H F G. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ. Pollut.*, 1988, **54**: 249~274.
- [4] Magill A H, Aber J D, Hendriks J J, *et al.* Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecol. Appl.*, 1997, **7**: 402~415.
- [5] Matson P A, Lohse K A, Hall S J. The globalization of nitrogen deposition; consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, 2002, **31**: 113~119.
- [6] Li D J, Mo J M, Fang Y T, *et al.* Impact of nitrogen deposition on forest plants. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23** (9): 1891~1900.
- [7] Fenn M E, Poth M A, Aber J D, *et al.* Nitrogen excess in north American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecol. Appl.*, 1998, **8**: 706~733.
- [8] Hall S H, Matson P A. Nitrogen oxide emission after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 1999, **400**: 152~155.
- [9] Vitousek P M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 1984, **65**: 285~298.
- [10] Matson P A, McDowell W H, Townsen A R, *et al.* The globalization of N deposition; ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 1999, **46**: 67~83.
- [11] Holland E A, Dentene F J R, Braswell B H, *et al.* Contemporary and Pre-Industrial Global Reactive Nitrogen Budgets. *Biogeochemistry*, 1999, **46**: 7~43.
- [12] Townsend A R, Braswell B H, Holland E A, *et al.* Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecol. Appl.*, 1996, **6**: 804~814.
- [13] Huang Z L, Ding M M, Zhang Z P, *et al.* The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghu shan. *Acta Phytocol. Sin.*, 1994, **18** (2): 194~199.
- [14] Zhou G Y, Yan J H. The influence of regional atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21** (12): 2002~2012.
- [15] Liu S Y. Biogeochemical cycling characteristics of Dahurian Larch plantation ecosystem. *Chin. J. Ecol.*, 1992, **11** (5): 1~6.
- [16] Hao J M, Xie S D, Duan L, *et al.* *Critical load of acid deposition and applications*. Beijing: Tsinghua University Press, 2001. 6.
- [17] Li D J, Mo J M, Fang Y T, *et al.* Effects of simulated nitrogen deposition on growth and photosynthesis of *Schima superba*, *Castanopsis chinensis* and *Cryptocarya concinna* seedlings. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**: 876~882.
- [18] Li D J, Mo J M, Fang Y T. Effects of simulated nitrogen deposition on biomass production and its allocation of seedlings for *Schima superba* and *Cryptocarya concinna* in subtropical China. *Acta Phytocol. Sin.*, 2005, **29**.
- [19] Huang Z F, Fan Z G. Climate of Dinghushan. *Trop. Subtrop. For. Ecosys.*, 1982, **1**: 11~16.
- [20] Hou A M, Peng S L, Zhou G Y. Tree-Ring chemical changes and possible impacts of acid precipitation in Dinghushan, South China. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22** (9): 1552~1559.
- [21] He Y G. Soils of Dinghushan Nature Reserve of Guangdong Province. *Journal of South China Normal University*, 1983, **1**: 87~97.
- [22] Nakaji T, Takenaga S, Kuroha M, *et al.* Photosynthetic response of *Pinus densiflora* seedlings to high nitrogen load. *Environ. Sci.*, 2002, **9** (4): 269~282.
- [23] Skeffington R A. Accelerated nitrogen inputs: A new problem or a new perspective? *Plant Soil*, 1990, **128**: 1~11.
- [24] Brown K R, Thompson W A, Weetman G F. Effects of N addition rates on the productivity of *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, and *Tsuga heterophylla* seedlings I. Growth rates, biomass allocation and macroelement nutrition. *Trees*, 1996, **10**: 189~197.
- [25] Aber J D, McDowell W, Nadelhoffer K J, *et al.* Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited. *BioScience*, 1998, **48**: 921~934.
- [26] Nakaji T, Takenaga S, Kuroha M, *et al.* Photosynthetic response of *Pinus densiflora* seedlings to high nitrogen load. *Environ. Sci.*, 2002, **9** (4): 269~282.
- [27] Berger T W, Glatzel G. Response of *Quercus petraea* seedlings to nitrogen fertilization. *For. Ecol. Manage.*, 2001, **149**: 1~14.
- [28] DueControl T A, Dorèl F G, Ter Horst R, *et al.* Effect of ammonia, ammonium sulphate and sulphur dioxide on the frost sensitivity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Water, Air Soil Pollut.*, 1991, **54**: 35~49.
- [29] Linkens G E, Driscoll C T, Buso B C. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science*, 1996, **272**: 244~246.
- [30] Schulze E D. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science*, 1989, **244**: 776~783.
- [31] Bobbink R, Hornung M, Roelofs J G M. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.*, 1998, **86**: 717~738.
- [32] McNulty S G, Aber J D, Newman S D. Nitrogen saturation in a high elevation New England spruce-fir stand. *For. Ecol. Manage.*, 1996,

84: 109~121.

- [33] Friendland A J, G J Hawley, G A Gregory. Red spruce (*Picea rubens* Sarg.) foliar chemistry in Vermont and northern New York. *Plant Soil*, 1988, **105**: 189~193.
- [34] SpeiControler H, Mielikäinen K, Köhl M, Skovsgaard J P. *Growth trends in European forests*. Berlin: Springer, 1996.
- [35] Moffat A S. Global nitrogen overload problem grows critical. *Science*, 1998, **279**: 988~989.
- [36] Standard bureau of the people's republic of China. *Analytical methods for forest soils* (3rd column). Beijing: National Standard Bureau, 1987.
- [37] Dong M. *Standard methods for observation and analysis in Chinese ecosystem research network-survey, observation and analysis of terrestrial biocommunities*. Beijing: Standard Press of China, 1996.
- [38] Mohren G M J, Van den Brug J, Bruger F W. Phosphorus deficiency induced by nitrogen input in Douglas fir in the Netherlands. *Plant Soil*, 1986, **95**: 191~200.
- [39] Schaberg P G, Perkins T D, McNulty S G. Effects of chronic low-level N additions on foliar elemental concentrations, morphology, and gas exchange of mature montane red spruce. *Can. J. Res.*, 1997, **27**: 1622~1629.

参考文献:

- [6] 李德军,莫江明,方运霆,等. 氮沉降对森林植物的影响. *生态学报*, 2003, **23**: 1891~1900.
- [13] 黄忠良,丁明懋,张祝平,等. 鼎湖山季风常绿阔叶林的水文学过程及其氮素动态. *植物生态学报*, 1994, **18**: 194~199.
- [14] 周国逸,闫俊华. 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. *生态学报*, 2001, **21**: 2002~2012.
- [15] 刘世荣. 兴安落叶松人工林生态系统营养元素生物地球化学循环特征. *生态学杂志*, 1992, **11**(5): 1~6
- [16] 郝吉明,谢绍东,段雷,等. 酸沉降临界负荷及其应用. 北京:清华大学出版社, 2001. 6.
- [17] 李德军,莫江明,方运霆,等. 模拟氮沉降对三种亚热带树苗生长和光合作用的影响. *生态学报*, 2004, **24**: 876~882.
- [18] 李德军,莫江明,方运霆. 模拟氮沉降对亚热带两种树苗生物量及其分配的影响. *植物生态学报*, 2005, **29**.
- [19] 黄展帆,范征广. 鼎湖山的气候. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, **1**: 11~16.
- [20] 侯爱敏,彭少麟,周国逸. 鼎湖山地区马尾松年轮元素含量与酸雨的关系. *生态学报*, 2002, **22**: 1552~1559.
- [21] 何宜庚. 广东省鼎湖山自然保护区的土壤. *华南师范大学学报*, 1983, **1**: 87~97.
- [36] 中华人民共和国国家标准局. 森林土壤分析方法(第三分册). 北京:国家标准局, 1987.
- [37] 董鸣. 中国生态系统研究网络观测与分析标准方法-陆地生物群落调查观测与分析. 北京:中国标准出版社, 1996.