

南亚热带森林土壤微生物量碳对氮沉降的响应

王 晖^{1,2}, 莫江明^{1,*}, 鲁显楷^{1,2}, 薛璟花¹, 李 炯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:研究了鼎湖山自然保护区 3 种森林生态系统土壤微生物量碳对氮沉降增加的响应。选取南亚热带代表性森林类型马尾松林、混交林和季风常绿阔叶林(季风林)建立野外模拟氮沉降试验样地。2003 年 7 月开始每月进行氮处理。这些处理分别为对照、低氮处理、中氮处理和高氮处理, 即 0、50、100 kg N hm⁻² a⁻¹ 和 150 kg N hm⁻² a⁻¹。在 2004 年 11 月和 2006 年 6 月用氯仿熏蒸浸提法分别测定土壤微生物量碳和土壤可浸提有机碳。土壤微生物量碳和可浸提有机碳含量均表现为 2006 年 6 月高于 2004 年 11 月; 季风林高于马尾松林和混交林。随着氮沉降增加季风林土壤微生物量碳减少, 但可浸提有机碳含量则增加, 且此趋势在高氮处理下表现明显。然而, 氮沉降增加对马尾松林和混交林土壤微生物量碳和可浸提有机碳含量的影响不显著。以上结果表明, 氮沉降增加可能提高季风林土壤有机碳的固持能力。

关键词: N 沉降; 微生物量; 可浸提有机碳; 南亚热带森林

文章编号: 1000-0933(2008)02-0470-09 中图分类号: Q14, Q938, S154.1 文献标识码: A

Effects of elevated nitrogen deposition on soil microbial biomass carbon in the main subtropical forests of southern China

WANG Hui^{1,2}, MO Jiang-Ming^{1,*}, LU Xian-Kai^{1,2}, XUE Jing-Hua¹, LI Jiong¹, FANG Yun-Ting¹

1 Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong 526070, China

2 The Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(2): 0470 ~ 0478.

Abstract: Effects of elevated nitrogen deposition on soil microbial biomass carbon (C) and extractable dissolved organic carbon (DOC) in three forest types of southern China were studied in November 2004 and June 2006. Plots were established in pine forest (PF), pine and broad-leaf mixed forest (MF) and monsoon evergreen broad-leaf forest (MEBF) in Dinghushan Biosphere Reserve. Nitrogen treatments included Control (no N addition), 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). Microbial biomass C and extractable DOC were determined using the chloroform fumigation-extraction method. Results indicated that microbial biomass C and extractable DOC were higher in June 2006 than in November 2004, and were higher in MEBF than in PF or MF. Responses of soil microbial biomass C and extractable DOC to N deposition varied depending on forest type and the N treatment level. In PF or MF forests, no significant effects of N addition were found on soil microbial biomass C and extractable DOC. In MEBF

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30670392); 中国科学院知识创新工程重大方向性资助项目(KZCX2-YW-432-2); 广东省自然科学基金博士启动资金(06300102)

收稿日期:2006-10-27; **修订日期:**2007-11-19

作者简介:王晖(1981~), 男, 黑龙江哈尔滨人, 硕士生, 主要从事环境生态和生态系统生态学研究. E-mail: wanghui@scbg.ac.cn

* 通讯作者 Corresponding author, E-mail: mojm@scbg.ac.cn.

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 30670392), Knowledge Innovation Program of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX2-YW-432-2) and postdoctoral fellowship of Nature Science Foundation of Guangdong Province (No. 06300102)

Received date: 2006-10-27; **Accepted date:** 2007-11-19

Biography: WANG Hui, Master candidate, mainly engaged in environmental ecology and ecosystem ecology. E-mail: wanghui@scbg.ac.cn

forest, however, soil microbial biomass C generally decreased with increasing N addition, and high N addition significantly reduced soil microbial biomass C. The response of soil extractable DOC to N addition in MEBF showed the opposite trends to soil microbial biomass C. These results suggest that N deposition may increase the accumulation of soil organic carbon in MEBF in the study region.

Key Words: N deposition; microbial biomass; extractable DOC; subtropical forest

由于人类活动、肥料使用和化石燃料燃烧的原因,当前的陆地生态系统氮的输入量较 20 世纪初增加了一倍,工农业发达地区的氮沉降明显超过了未受过污染的地区^[1]。美国和欧洲氮沉降增加的比例相对更高,在美国东北部当前氮沉降率比本底水平增加了 10 ~ 20 倍^[2],欧洲畜牧业和工业发达的地区氮沉降超过 25 kg hm⁻² a⁻¹^[3]。氮沉降的增加使许多陆地生态系统氮饱和,对森林生态系统产生广泛的影响^[4]。氮沉降的增加甚至已成为欧美一些地区森林衰退的主要原因,因而引起科学家的高度关注^[4]。近期的研究还表明,氮沉降对森林生态系统地下生态过程诸如土壤呼吸,土壤微生物活性,土壤酸度,土壤营养元素和凋落物分解等均产生明显的影响^[5]。如在美国威斯康星州和欧洲的研究发现,氮沉降持续增加明显抑制土壤微生物活性,土壤呼吸和凋落物分解速率^[6,7]。

土壤微生物是陆地生态系统中最活跃的成分,担负着分解动植物残体的重要作用,并且是植物养分转化,有机碳代谢及污染物降解的驱动力,在土壤能量循环和养分转移与运输中具有重要意义^[8]。土壤微生物量碳的变化对陆地生态系统的养分循环发挥着重要作用。微生物量碳还具有极高的灵敏性,可以在森林土壤总碳变化之前反映出土壤有机质成分微小的变化^[8]。干旱季节,土壤温度较低,植物生长较慢,凋落物减少,植物运输到土壤的分泌物减少,不利于微生物生长;湿润季节,植物生长旺盛,植物向地下输送的有机物较多,这些条件有利于微生物的生长代谢^[9]。此外,土壤微生物量碳还可以作为氮沉降条件下土壤微生物活性变化的衡量指标^[10],土壤微生物活性的变化可以对温室气体的排放和陆地生态系统固持碳的能力产生影响^[11]。可见,研究氮沉降增加对森林生态系统微生物量碳的影响,对于了解氮沉降对生态系统地下生态过程的影响以及对于评估陆地生态系统固持碳的能力等方面均具有重要的意义。

然而,目前为止,国际上关于氮沉降对森林土壤微生物量碳影响的研究主要集中在北美地区,极少有关热带和亚热带森林的研究报道^[5]。相比温带,热带亚热带湿润条件下森林土壤微生物对氮沉降的反应可能更为强烈。近 20a 来,由于经济的高速发展,我国尤其东部地区也存在着高氮沉降问题。如广州市 20 世纪 90 年代末为 46 ~ 73 kg hm⁻² a⁻¹^[12]。处于广东省珠江三角洲下风口的鼎湖山自然保护区的降水氮沉降量 1989 年为 36 kg hm⁻² a⁻¹,10a 后升至 38 kg hm⁻² a⁻¹,这些量与欧洲和北美一些高氮沉降区的量相当^[13,14],为广东鹤山森林(8 kg hm⁻² a⁻¹)和西双版纳热带林的降水氮沉降量(9 kg hm⁻² a⁻¹)的 4 倍多^[15,16]。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)^[17]。但是,有关氮沉降对森林生态系统土壤微生物量碳的影响的研究在我国至今还未见任何报道。

本研究以鼎湖山自然保护区马尾松林、混交林和季风常绿阔叶林为对象,研究其土壤微生物量碳对氮沉降的响应,为了解氮沉降对土壤微生物相关的生态过程的影响以及为评估该地区在氮沉降增加的背景下森林生态系统碳固持能力提供基础。

1 材料与方法

1.1 研究样地概况

鼎湖山自然保护区位于广东省肇庆市境内(23°08'N,112°35'E),距广州市 86 km,地处南亚热带的南缘,总面积 1155 hm²,为大起伏山地。属亚热带季风气候,年平均气温 20.9℃。该区雨量充沛,年降雨量达 1900 mm,但分布不均,4 ~ 9 月份为雨季,10 月 ~ 翌年 3 月份为旱季^[18]。

马尾松林(*Pinus massoniana* forest,简称 PF 或松林)、马尾松针阔叶混交林(pine and broadleaf mixed

forest, 简称 MF 或混交林) 和季风常绿阔叶林 (monsoon evergreen broad-leaved forest, 简称 MEBF 或季风林) 是南亚热带代表性的 3 种森林类型。土壤均为砖红壤性红壤, 其母岩为砂岩。马尾松林地土层较浅, 一般不超过 30 cm; 混交林的土层厚薄不均 (30 ~ 60 cm); 季风常绿阔叶林土层则较深 (60 ~ 90 cm)^[19]。季风常绿阔叶林受寺庙的僧侣的保护超过了 400a, 人为干扰最少。种植的马尾松林被阔叶树种自然入侵或移植而形成针阔叶混交林。混交林是从马尾松林向季风常绿阔叶林过渡的阶段, 有大约 65a 的重建历史, 附近村民相对较难进入, 因此凋落物和林下层受干扰程度较小。马尾松林大约种植于 1930 年, 一直以来持续受到人为强烈的干扰。混交林和马尾松林起始林地均受到过严重的侵蚀和退化。因此, 这 3 种森林在人类干扰程度、演替阶段、林地条件和物种组成上存在很大差异^[19]。

1.2 样地设计

鼎湖山模拟氮沉降样地于 2002 年 10 月开始建立^[5]。模拟氮沉降实验即以人工喷氮的方式对未来的氮沉降趋势进行模拟。其中混交林和马尾松林各 9 个样方, 季风林样地 12 个样方。各样方面积 10m × 20m, 样方内又分为 8 个 5m × 5m 的小样方。样方之间留有 10m 宽的地带, 以防止相互之间干扰。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^[20]。混交林和马尾松林分别设置 3 个处理组, 分别为对照 C、低氮处理 L 和中氮处理 M, 分别按 0、50 kg N hm⁻² a⁻¹ 和 100 kg N hm⁻² a⁻¹ 进行外加氮处理, 每个处理组 3 个重复。季风林设置 4 个处理组, 分别为对照 C、低氮处理 L、中氮处理 M 和高氮处理 H, 分别按 0、50、100 kg N hm⁻² a⁻¹ 和 150 kg N hm⁻² a⁻¹ 进行外加氮处理, 每个处理组 3 个重复。季风林多设置一个高氮处理是考虑季风林植物需求量可能较大。2003 年 7 月中旬, 按平常喷氮处理浓度的两倍对 3 个森林开始进行氮处理, 此后则每个月初进行氮处理。方法是根据氮处理水平, 将每个样方所施的 NH₄NO₃ 溶解在 20L 自来水中 (全年所增加的水量相当于新增降水 1.2mm) 后, 以背式喷雾器人工来回均匀喷洒。对对照样方则喷洒同样多的水, 以尽量减少不同处理间的差异^[5,21]。

1.3 采样与实验方法

分别于 2004 年 11 月和 2006 年 6 月中旬在季风林, 马尾松林和混交林共 30 个样地的所有样方内, 依照均匀并随机的取样原则, 去除凋落物层, 土钻采 0 ~ 10cm 土层, 土钻直径 2.5cm, 取 8 钻土样混合。同时, 测定土壤湿度和温度。将每个样地的土样充分混合后, 用四分法均分, 并随机取其中两份, 共 60 份土壤样本, 手捡粗根、石块和其它杂物后过 2mm 筛备用。土壤微生物量碳采用氯仿熏蒸浸提法^[22], 土壤微生物量碳的转化系数为 0.33^[23]。采用全有机碳自动分析仪测定上述方法得到的土壤浸提液中的总有机碳 (TOC)。2005 年 9 月的测定各样地的土壤 pH 值和可交换 Al³⁺ 浓度。可交换 Al³⁺ 采 Phillips 和 Yanai^[24] 的方法用 1mol L⁻¹ KCl 溶液浸提, 采用等离子体发射光谱仪-ICP (Optima-2000) 测定, 结果以 105℃ 恒重为基准。

1.4 统计方法

利用 SPSS for windows 13.0 软件进行 ANOVA 方差分析林分、季节和氮处理间的微生物量碳和土壤可浸提有机碳以及林分和氮处理间的土壤 pH 值和可交换 Al³⁺ 浓度的差异显著性, 然后以 LSD 多重比较检验微生物量碳、土壤可浸提有机碳、土壤 pH 值和可交换 Al³⁺ 浓度在氮处理间的差异。作图在 origin 7.0 软件下完成。

2 结果与分析

2.1 土壤湿度和土壤温度

2004 年 11 月马尾松林、混交林和季风林的土壤湿度分别为 10.48%、9.64% 和 18.1%, 土壤温度分别为 22.65℃、22.14℃ 和 19.56℃; 2006 年 6 月土壤湿度分别为 22.16%、23.78% 和 26.54%, 土壤温度分别为 28.62℃、27.66℃ 和 25.67℃。可见, 土壤湿度在 2006 年 6 月大于 2004 年 11 月, 并且季风林大于马尾松林和混交林。土壤温度 2006 年 6 月明显高于 2004 年 11 月。方差分析结果显示, 林分和季节分别对土壤湿度和温度有明显影响 ($p < 0.01$), 并且二者相互作用显著 ($p < 0.01$), 季风林的土壤温度和湿度与针叶林和混交林差异显著 ($p < 0.01$)。

2.2 土壤 pH 值和可交换 Al^{3+} 浓度

季风林、混交林和马尾松林对照样地的 pH 值和可交换 Al^{3+} 浓度如图 1 ~ 图 2 所示。土壤 pH 值以季风林的最低, 且明显低于混交林和马尾松林 ($p < 0.05$), 但混交林和马尾松林之间差异不明显 (图 1)。可交换 Al^{3+} 浓度以季风林的最高, 且明显高于混交林和马尾松林 ($p < 0.05$), 但混交林和马尾松林之间差异不明显 (图 2)。

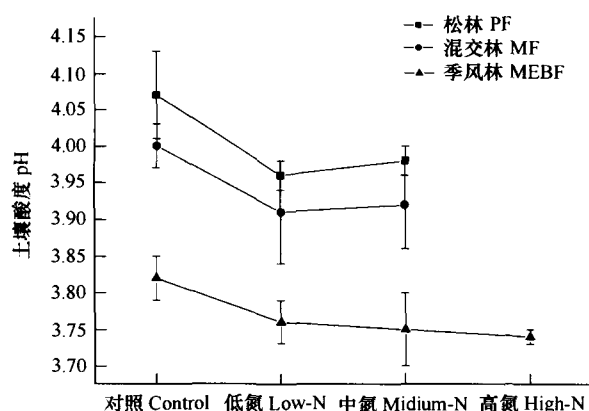


图 1 林分间不同氮处理的土壤 pH 值的比较

Fig. 1 Comparison of soil pH among forests with different N treated levels

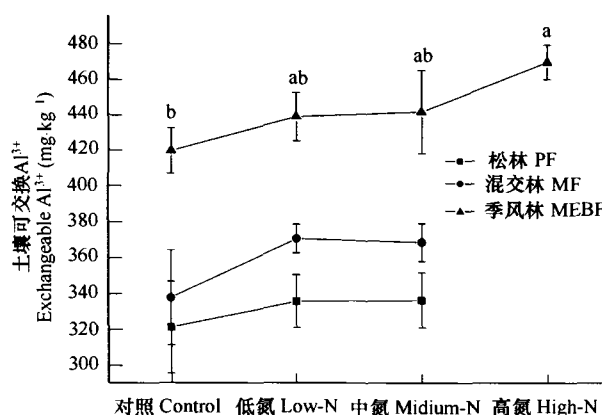


图 2 林分间不同氮处理的土壤可交换 Al^{3+} 浓度的比较

Fig. 2 Comparison of soil exchangeable Al^{3+} concentration among forests with different N treated levels

相关分析表明, 季风林土壤 pH 值与施氮水平呈显著负相关 ($p < 0.05$, 图 1), 马尾松林和混交林土壤 pH 值与施氮水平的相关关系则不明显。季风林的土壤可交换 Al^{3+} 浓度在氮处理间差异显著 ($p < 0.05$, 图 2), 但混交林和马尾松林的土壤可交换 Al^{3+} 浓度在氮处理间差异不明显。进一步分析得出, 季风林土壤可交换 Al^{3+} 浓度基本上随氮处理水平的升高而增加 (图 2), 且高氮处理的土壤可交换 Al^{3+} 浓度显著高于对照样地 ($p < 0.05$)。

2.3 对照样地微生物量碳和土壤可浸提有机碳

在 2004 年 11 月和 2006 年 6 月, 季风林、混交林和马尾松林对照样地的微生物量碳和土壤可浸提有机碳含量如图 3 ~ 图 4 所示。3 种林分的微生物量碳和可浸提有机碳在 2006 年 6 月均显著大于 2004 年 11 月 ($p < 0.05$)。同一取样期, 微生物量碳和可浸提有机碳均以季风林的最高, 且明显高于混交林和马尾松林 ($p < 0.05$), 但混交林和马尾松林之间差异不明显 (图 3 ~ 图 4)。此外, 微生物量碳和可浸提有机碳在采样期与林分间无明显的交互作用 ($p > 0.05$)。

2.4 氮沉降对土壤微生物量碳和土壤可浸提有机碳的影响

方差分析结果表明, 在马尾松林和混交林的氮处理间, 2 次采样期的土壤微生物量碳含量和土壤可浸提有机碳含量均无显著的差异。然而, 在季风林的氮处理间, 2 次采样期的土壤微生物量碳含量和土壤可浸提有机碳含量则均存在明显的差异 ($p < 0.05$)。进一步分析 (LSD 多重比较) 得出, 季风林土壤微生物量碳含量基本上随氮处理水平的升高而下降 (图 3), 且高氮处理的微生物量碳含量在 2 次采样期均显著低于对照样地 ($p < 0.05$); 与微生物量碳的响应相反, 季风林土壤可浸提有机碳的含量基本上随氮处理水平升高而增加 (图 4), 且高氮处理在 2 次采样期均明显高于对照 ($p < 0.05$)。

3 讨论

3.1 林分和干湿季对微生物量碳和土壤可浸提有机碳的影响

本研究中 3 种林分土壤的微生物量碳和土壤可浸提有机碳含量均表现为季风林明显高于混交林或马尾松林, 而混交林与马尾松林之间差异不明显 (图 3 ~ 图 4)。这些差异主要是不同森林的凋落物种类和分解速

率不同,导致土壤微生物可获得的营养状况不同所致。正如在研究地概况中对3种林分发生发展过程的描述,鼎湖山季风林的凋落物种类要明显高于混交林和马尾松林。季风林凋落物的分解速率也明显快于混交林和马尾松林^[5,21]。由此可见,季风林土壤微生物生长可获得的营养高于混交林和马尾松林,微生物量因此相对较高。研究结果与前人在鼎湖山类似林分的研究结果一致^[9,25]。

□ 对照 Control ▨ 低氮 Low-N ▩ 中氮 Medium-N ▤ 高氮 High-N

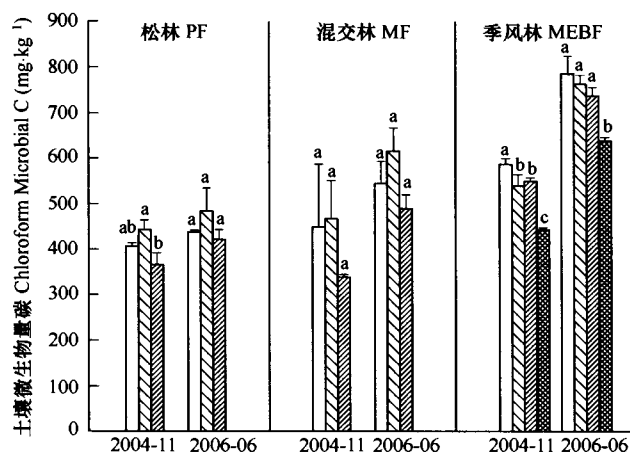


图3 3种林分不同氮处理的土壤微生物量碳含量的比较

Fig. 3 Comparison of soil microbial biomass carbon among forests with different N treated levels

□ 对照 Control ▨ 低氮 Low-N ▩ 中氮 Medium-N ▤ 高氮 High-N

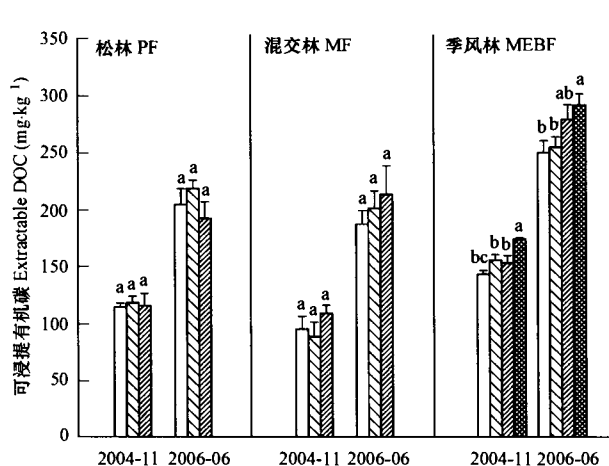


图4 3种林分不同氮处理的可浸提有机碳含量的比较

Fig. 4 Comparison of soil extractable DOC among forests with different N levels

此外,2006年6月的土壤微生物量碳和可浸提有机碳含量明显大于2004年11月,这也与凋落物分解速率的季节变化有关。鼎湖山地区的长期气候观测显示,雨季发生在4~9月份,旱季发生在10月~翌年3月份,气温也在3~5月份逐渐回升,7~8月份达到最高^[9]。本研究中华季(2006年6月)的温度和湿度都明显高于干季(2004年11月)。土壤温度和湿度最高的时期正是凋落物分解速率最快,微生物活性最高的时期,所以,温度和湿度较高的环境下通过土壤微生物对营养物质的固化率也就更高,微生物量和土壤可浸提有机碳也相应更大。这与易志刚用熏蒸培养法测定的鼎湖山森林土壤微生物量碳结果一致^[9]。国际上的相关研究也得到相似的结论,如 Compton 等^[11]在北美 Harvard 森林的研究发现,2001年6月的微生物量碳和土壤可浸提有机碳明显高于2000年11月的数值。Acea 与 Carballas^[26]和 DiazRavina 等^[27]分别在研究中也得出土壤微生物量在湿季大于在干季。

3.2 氮沉降对土壤微生物量碳的影响

本研究结果表明,高氮处理明显降低季风林土壤微生物量碳的含量,但增加土壤可浸提有机碳含量。其原因可能有以下几方面:(1)土壤酸化。氮处理样地的土壤有效氮的增加可能是导致土壤酸化的原因^[29]。增加的 NH_4^+ -N 无论是被植物吸收,通过硝化细菌转化为 NO_3^- -N 还是淋溶出土壤,均会提高森林生态系统中 H^+ 浓度^[30]。并且氮的增加明显增加了土壤中 NO_3^- -N 的浓度,如果过量的 NO_3^- -N 淋溶出土壤同样会造成土壤酸化^[31]。由于土壤酸化,土壤中细菌群落的生长受到抑制^[32]。Joergensen 等^[33]在德国中部地区森林进行的土壤酸度梯度实验(pH:3.5~8.3)发现,当 pH 值小于5后,土壤微生物量明显减小。Smolaner 等^[34]认为,施氮后土壤 pH 值下降,尽管土壤有机质有所增加,但不易被土壤微生物分解利用,因而造成了土壤微生物量减少和土壤微生物群落结构的改变。随着氮沉降增加,本研究中季风林样地土壤 pH 值与施氮水平呈显著负相关(图1)。马尾松林和混交林样地土壤 pH 值虽然与施氮水平无显著相关关系,但施氮样地的土壤 pH 值较对照样地仍然呈下降趋势,随施氮时间增加,马尾松林和混交林 pH 值可能会出现与季风林相似的趋势。因此,氮沉降增加造成的土壤酸化很可能是调控土壤微生物量的主要因素。

(2) 伴随氮沉降增加, 土壤酸化加剧, 土壤中 NO_3^- -N 大量淋溶, Ca^{2+} , Na^+ 或 Mg^{2+} 大量流失, 将会导致土壤中可交换阳离子特别是 Al^{3+} 、 Mn^{2+} 和 Pb^{2+} 的浓度大量增加^[35]。 Al^{3+} 对生物生长的危害较为严重, 产生铝毒效应, 可引起植物根系的营养条件变差, 植物根系的生长量降低, 活力下降, 根际土壤微生物的生长受到抑制, 从而减少土壤微生物量。李宝福^[28] 研究发现火炬松林土壤中加入 Al^{3+} 后, pH 值显著下降, 根的数量减少且铝毒症状表现明显, 以致严重危害根际微生物的生长。当土壤 Al^{3+} 的质量分数增加到一定程度后, 硝化细菌和反硝化细菌数量明显下降, 土壤呼吸作用也逐渐减弱^[36]。本研究中季风林的土壤可交换 Al^{3+} 浓度随氮沉降的增加显著增加, 且高氮处理样地的浓度显著高于对照样地 (图 2), 土壤微生物量的明显减少从总体上说明了氮沉降增加造成的铝毒危害, 对土壤微生物产生毒害的 Al^{3+} 浓度阈值还需要更深入的研究和探讨。

(3) 氮输入使森林生态系统氮可利用状况得到改善。植物将会通过减少根的生长和减少释放活性物质来降低自身地下资源的配置^[37]。因此, 依赖于植物根系分泌的营养物质生存的根际土壤微生物的生长将会受到抑制, 造成土壤微生物量的下降^[37]。氮沉降持续增加能够改变土壤菌丝体网络, 菌根的形成和菌根真菌的群落组成^[38-40]。另外, 植物叶片凋落物的化学成分改变, 植物与土壤微生物对营养的竞争关系也会随氮沉降增加发生变化, 这些都会对土壤微生物量产生影响^[37]。本研究中, 季风林经过几年高氮处理样地的土壤微生物量较对照样地明显减少的情况很有可能是对这类生态系统未来状况的重要预测。土壤微生物量对氮沉降增加的响应与森林植被生物量和凋落物分解的过程耦合作用。随着凋落物分解减慢及土壤有机质供应的减少, 氮沉降增加将会在更大的时间尺度上对土壤微生物量产生更明显的抑制作用^[11]。

结果与前人的研究结果基本一致。薛璟花等^[41] 在本研究样地附近的苗圃试验也发现氮沉降增加对苗圃土壤微生物生长有明显的抑制作用。Wallenstein 等^[42] 在北美佛蒙特州 Mt. Ascutney 森林, Frey 等^[38] 和 Compton 等^[11] 分别在北美马萨诸塞州的 Harvard 森林和 Arnebrandt 等^[43] 对瑞典松树林的无机氮沉降样地进行的研究发现, 氮沉降的持续增加明显地抑制了土壤微生物量的积累。

3.3 氮沉降对森林土壤有机碳累积的影响

土壤可溶性有机物被认为是最具动态特征的土壤碳组分, 是土壤微生物群落的能量和微生物细胞组成成分的主要来源^[44]。而且还包括了相对难以降解的芳香族腐殖化分子, 其中只有 10% ~ 30% 能够被土壤微生物有效地降解^[45]。可见, 可溶性有机物不仅是土壤微生物生长活动所需的底物, 还是土壤微生物新陈代谢的主要产物。因此, 土壤可溶性有机碳与土壤微生物量之间必然存在着紧密的关系^[44]。Piao 等^[46] 的研究, 发现土壤微生物量与 K_2SO_4 溶液浸提出的土壤可溶性有机碳之间存在着明显的负相关关系。这与本研究中季风林样地随着施氮梯度的提高, 土壤可浸提有机碳随着土壤微生物量的减少而增加的结果一致。

莫江明等^[5,21] 在鼎湖山的研究表明, 氮沉降增加对季风林凋落物的分解有明显的抑制作用。这与本研究中季风林土壤可浸提有机碳的含量随着施氮梯度的提高而增加的结论相互印证。这些结果表明, 氮沉降增加可能会促进森林土壤碳素的积累。这一推论也得到国外研究结果的支持。Bowden 等^[47] 研究发现, 氮沉降明显降低土壤微生物量和土壤 CO_2 排放。Deforest 等^[48] 在美国密歇根进行氮沉降实验的结果表明, 随氮沉降增加土壤中可溶性酚类物质逐渐积累, 从而增加土壤中可溶性有机碳 (DOC) 的含量。Magill 等^[49] 在北美 Harvard 森林长期氮沉降研究中也发现, 氮沉降增加引起凋落物分解速率减慢, 促使土壤中有机的累积。

然而, 我们也发现混交林和马尾松林的土壤微生物量碳和可浸提有机碳受氮处理影响不明显。这可能与施氮时间长短和森林生态系统土壤氮的状态不同有关。温带生态系统土壤微生物量发生明显变化的施氮时间一般 6a 以上。Wallenstein 等^[37] 在缅因州 Bear brook 集水区的研究中发现, 由于该生态系统尚处于氮饱和的早期阶段, 氮沉降增加对土壤微生物量没有明显的影响。本研究中季风林土壤微生物量在氮增加 3a 左右就明显受到抑制的原因可能与季风林的氮状态本底较高有关^[5,21]。以上推测还需要进一步研究证实。

4 结论

鼎湖山各林分湿季的土壤微生物量碳和可浸提有机碳大于干季。季风林土壤微生物量碳和可浸提有机碳大于混交林和马尾松林。高氮沉降明显降低季风林微生物量碳含量, 但增加了季风林土壤可浸提有机碳的

含量。然而,氮沉降增加对马尾松林和混交林土壤微生物量碳和可浸提有机碳含量的影响不明显。以上结果表明,氮沉降增加可能提高季风林土壤有机碳的固持能力。

References:

- [1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737—750.
- [2] Magill A H, Aber J D, Hendricks J J, *et al.* Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications*, 1997, 7: 402—415.
- [3] Van B N, Van D H. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 1988, 54:249—274.
- [4] Boxman A W, Blanck K, Brandrud T E. Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101:65—79.
- [5] Mo J M, Xue J H, Fang Y T. Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(7): 1413—1420.
- [6] Haynes B E, Gower S T. Belowground carbon allocation in unfertilized and fertilized red pine plantations in northern Wisconsin. *Tree Physiology*, 1995, 15: 317—325.
- [7] Berg B. Dynamics of nitrogen (^{15}N) in decomposing Scots pine (*Pinus sylvestris*) needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest. *Canadian Journal of Botany*, 1988, 66:1539—1546.
- [8] Wang X F, Li S Y, Bai K J, *et al.* Influence of Doubled CO_2 on Plant Growth and Soil Microbial Biomass C and N. *Acta Botanica Sinica*, 1998, 40(12):1169—1172.
- [9] Yi Z G, Yi W M, Zhou L X, *et al.* Soil microbial biomass of the main forests in Dinghushan Biosphere Reserve. *Ecology and Environment*, 2005, 14(5): 727—729.
- [10] Paul J W, Beauchamp E G. Soil microbial biomass C, N mineralization and N uptake by corn in dairy cattle slurry and urea amended soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 1996, 76:469—472.
- [11] Compton J E, Watruda L S, Porteous L, *et al.* Response of soil microbial biomass and community composition to chronic nitrogen additions at Harvard forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196:143—158.
- [12] Ren R, Mi F J, Bai N B. A chemometrics analysis on the data of precipitation chemistry of China. *Journal of Beijing Polytechnic University*, 2000, 26(2):90—95.
- [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 Dinghushan. *Acta Phytocologia Sinica*, 1994, 18:194—199.
- [14] Zhou G Y, Yan J H. The influence of region atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21: 2002—2012.
- [15] Yao W H, Yu Z Y. The nutrient content of throughfall inside the artificial forests on downland. *Acta Ecologica Sinica*, 1995, 15:124—131.
- [16] Sha L Q, Zheng Z, Feng Z L, *et al.* Biogeochemical cycling of nitrogen at a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, SW, China. *Acta Phytocologia Sinica*, 2002, 26(6): 689—694.
- [17] Fenn M A, Poth M A, Aber J D, *et al.* Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 1998, 8:706—733.
- [18] 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.
- [19] Mo J M, Brown S, Peng S L, *et al.* Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, 2003, 175(3):573—583.
- [20] Gundersen P, Emmett B A, Kjønaas O J, *et al.* Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: A synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101:37—56.
- [21] Mo J M, Brown S, Xue J H, *et al.* Response of litter decomposition to simulated N deposition in disturbed, rehabilitated and mature forests in

- subtropical China. *Plant and Soil*, 2006, 282:135 — 151.
- [22] Vance E D, Brookes S A, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 1987, 19: 703 — 707.
- [23] Jenkinson D S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson J R ed. *Advances in N Cycling in Agricultural Ecosystem*. London:CBAT National, 1987. 368 — 386.
- [24] Phillips R P, Yanai R D. The effects of AlCl_3 additions on rhizosphere soil and fine root chemistry of sugar maple (*Acer saccharum*). *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, 159:339 — 356.
- [25] Fu S L, Yi W M, Ding M M. Mineralization of soil microbial C, N, P and K in different vegetation types at Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Phytocologica Sinica*, 1995, 19(3):217 — 224.
- [26] Acea M J, Carballas T. Principal components analysis of the soil microbial populations of humid zone of Galicia (Spain). *Soil Biology & Biochemistry*, 1990, 22:749 — 759.
- [27] Diaz-Ravina M, Acea M J, Carballas T. Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biology & Fertility of Soils*, 1995, 19:220 — 226.
- [28] Li B F. Experimental Studies on the Effect of Aluminum in the Soil on the Root System of *Pinus taeda*. *Journal of Fujian Forestry Science and Technology*, 1997, 24(1):66 — 68.
- [29] Fang Y T, Zhu W X, Mo J M, *et al.* Dynamics of soil inorganic nitrogen and their responses to nitrogen additions in three subtropical forests, South China. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18(4): 756 — 763.
- [30] Matson P A, McDowell W H, Townsend A R, *et al.* The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 1999, 46:67 — 83.
- [31] Katzensteiner K, Glatzel G, Kazda M. Nitrogen induced nutritional imbalances — a contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian Forest (Austria). *Forest Ecology and Management*, 1992, 51:29 — 42.
- [32] Baath E, Berg B, Lohm U, *et al.* Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia*, 1980, 20:85 — 100.
- [33] Joergensen R G, Anderson T H, Wolters V. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Biology & Fertility of Soils*, 1995, 19: 141 — 147.
- [34] Smolander A, Kurka A, Kitunen V, *et al.* Microbiomass C and N and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N and P fertilized Norway Spruce stands. *Soil Biology & Biochemistry*, 1994, 26: 957 — 962.
- [35] Foster N W, Nicolson J A, Haslett P W. Temporal variation in nitrate and nutrient actions in drainage water from a deciduous forest. *Journal of Environmental Quality*, 1989, 18: 238 — 244.
- [36] Luo H, Liu P, Xu G D. Effects of aluminum stress on the microflora of red soil. *Ecology and Environment*, 2004, 13(1): 11 — 13.
- [37] Wallenstein M D, McNulty S, Fernandez I J, *et al.* Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecology and Management*, 2006, 222:459 — 468.
- [38] Frey S D, Knorr M, Parrent J L, *et al.* Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196:159 — 171.
- [39] Wallenda T, Kottke. Nitrogen deposition and ectomycor-rhizas. *New Phytologist*, 1998, 139:169 — 187.
- [40] Lilleskov E A, Fahey T J, Horton T R, *et al.* Below ground ectomycorrhizal fungal community change over a nitrogen deposition gradient in Alaska. *Ecology*, 2002, 83:104 — 115.
- [41] Xue J H, Mo J M, Li J, *et al.* The short-term response of soil microorganism number to simulated nitrogen deposition. *Guangxi Botany*, 2007, 27(2): 174 — 179.
- [42] Wallenstein M D. Effects of nitrogen fertilization on soil microbial communities, *Geophysical Research Abstracts*. European Geophysical Society, 2003, 5: 13087.
- [43] Arnebrant K, Baath E, Soderstrom B. Changes in microfungus community structure after fertilization of scots pine forest soils with ammonium nitrate or urea. *Soil Biology & Biochemistry*, 1990, 22: 309 — 312.

- [44] Matlou M C, Haynes R J. Soluble organic matter and microbial biomass C and N in soils under pasture and arable management and the leaching of organic C, N and nitrate in a lysimeter study. *Applied Soil Ecology*, 2006, 34:160–167.
- [45] Guggenberger G, Zech W. Dissolved organic carbon in forest floor leachates: simple degradation products or humic substances? *The Science of The Total Environment*, 1994, 152: 37–47.
- [46] Piao H C, Hong Y T, Yuan Z Y. Seasonal changes of microbial biomass carbon related to climatic factors in soils from karst areas of southwest China. *Biology & Fertility of Soils*, 2000, 30:294–297.
- [47] Bowden R D, Davidson E, Savage K, *et al.* Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196:43–56.
- [48] Deforest J L, Zak D R, Pregitzer K S, *et al.* Atmospheric nitrate deposition and the microbial degradation of cellobiose and vanillin in a northern hardwood forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36: 965–971.
- [49] Magill A H, Aber J D. Long term effects of experimental nitrogen addition on foliar litter decay and humus formation in forest ecosystems. *Plant and Soil*, 1998, 203:301–311.

参考文献:

- [5] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应. *生态学报*, 2004, 24(7): 1413–1420.
- [8] 汪杏芬, 李世仪, 白克智, 等. CO₂倍增对植物生长和土壤微生物生物量碳、氮的影响. *植物学报*, 1998, 40(12): 1169–1172.
- [9] 易志刚, 蚁伟民, 周丽霞, 等. 鼎湖山主要植被类型土壤微生物生物量研究. *生态环境*, 2005, 14(5): 727–729.
- [12] 任仁, 米丰杰, 白乃彬. 中国降水化学数据的化学计量学分析. *北京工业大学学报*, 2000, 26(2): 90–95.
- [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(2): 194–199.
- [14] 周国逸, 闫俊华. 鼎湖山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(12): 2002–2012.
- [15] 姚文华, 余作岳. 广东鹤山丘陵地人工林林内降雨养分含量. *生态学报*, 1995, 15(增刊): 124–131.
- [16] 沙丽清, 郑征, 冯立志, 等. 西双版纳热带季雨林生态系统氮的生物地球化学循环研究. *植物生态学报*, 2002, 26(6): 689–694.
- [18] 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(9): 1552–1559.
- [25] 傅声雷, 蚁伟民, 丁明懋. 鼎湖山不同植被类型下土壤微生物养分的矿化. *植物生态学报*, 1995, 19(3): 217–224.
- [28] 李宝福. 土壤中铝对火炬松根系影响的试验研究. *福建林业科技*, 1997, 24(1): 66–68.
- [36] 罗虹, 刘鹏, 徐根娣. 铝对土壤微生物区系组成的影响. *生态环境*, 2004, 13(1): 11–13.
- [41] 薛璟花, 莫江明, 李炯, 等. 土壤微生物数量对模拟氮沉降增加的早期响应. *广西植物*, 2007, 27(2): 174–179.