

模拟氮沉降增加对南亚热带主要森林土壤动物的早期影响*

徐国良^{1,2} 莫江明^{1*} 周国逸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,肇庆 526070;²中国科学院研究生院,北京 100039)

【摘要】 对模拟氮沉降增加条件下3种南亚热带代表性森林(季风常绿阔叶林、针阔混交林和马尾松纯林)内土壤动物群落的早期响应特征进行了比较研究. 试验采用模拟的方法,人为构建了一个氮沉降增加梯度系列,即对照、低氮处理($50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$)、中氮处理($100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$)和高氮处理($150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$). 结果表明,不同林分对氮沉降增加的响应不同;季风林与针叶林表现了两种截然相反的变化趋势,前者反映的是负向效应,土壤动物的3项指标均明显下降,而后者则反映出明显的正向效应,使得针叶林土壤动物的各项指标达到混交林,甚至季风林的水平;氮沉降增加对混交林则没有表现出明显的作用. 不同氮沉降增加水平所产生的效应也不完全相同. 在季风林内,参比对照,中氮处理往往表现出显著的负向效应($P < 0.05$),而低氮处理反应不明显;在针叶林内,氮处理的正向效应随着处理的加强而持续上升,尤其是对于土壤动物类群数指标,这种持续性均达到了显著性水平($P < 0.05$). 可以认为,这些结果反映了森林生态系统对氮饱和的响应机制.

关键词 氮沉降增加 南亚热带 森林 土壤动物

文章编号 1001-9332(2005)07-1235-06 **中图分类号** Q958.15 **文献标识码** A

Early responses of soil fauna in three typical forests of south subtropical China to simulated N deposition addition. XU Guoliang^{1,2}, MO Jiangming¹, ZHOU Guoyi¹ (¹Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing 526070, China; ²Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2005, 16(7):1235~1240.

In this paper, simulated N deposition addition ($0, 50, 100$ and $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$) by spreading water or NH_4NO_3 was conducted to study the early responses of soil fauna in three typical native forests (monsoon evergreen broadleaf forest, pine forest, and broadleaf-pine mixed forest) of subtropical China. The results showed that in monsoon evergreen broadleaf forest, N deposition addition had an obviously negative effect on the three indexes for soil fauna, but in pine forest, the positive effect was significant ($P < 0.05$), and the soil fauna community could reach the level in mixed forest, even that in monsoon evergreen broadleaf forest at sometime. The responses in mixed forest were not obvious. In monsoon evergreen broadleaf forest, the negative effects were significant ($P < 0.05$) under medium N deposition, but not under low N deposition. In pine forest, the positive effect was significant ($P < 0.05$) under high N deposition, especially for the number of soil fauna groups. The results obtained might imply the N saturation-response mechanisms of forest ecosystems in subtropical China, and the conclusions from this study were also consisted with some related researches.

Key words N deposition addition, South subtropics, Forests, Soil fauna.

1 引言

全球变化中大气成分变化最引人注目,因为它直接或间接引起气候和环境变化等其它全球性的变化^[28]. 大气成分变化中除了 CO_2 浓度升高外,近年来氮沉降量的增加引起了科学家和公众的广泛关注^[18, 29],因为它将对全球陆地生态系统产生深远的影响. 国外一些学者已开展了一些关于氮沉降对温带森林生态系统结构和功能影响的研究,并初步认为氮沉降对森林生态系统特性和过程产生了广泛的影响,包括改变生物多样性、生态系统的初级生产力和养分循环,改变氮素转换和损失的速度,增加温室

气体(CH_4 和 NO_2 等)排放,加速土壤酸化和水酸化,甚至导致森林衰退等^[11, 16, 18, 20, 22, 29, 37]. 但是,对于森林生态系统的主要组分之一——土壤动物群落对氮沉降量增加的响应,尚无专门而系统的研究. 土壤动物群落对环境的改变能产生灵敏的反应^[12, 13, 22, 25, 31, 32]. 作者已在人工样地试验中发现氮沉降增加使土壤动物群落发生了明显而有规律的变化

* 国家自然科学基金项目(30270283)、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项目、广东省自然科学基金项目(021524)和中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KSCX2-SW-120).

** 通讯联系人.

2004-08-03 收稿, 2004-11-15 接受.

化,但人工样地与自然林是有差异的,为了进一步了解氮沉降增加对土壤动物群落的影响,在鼎湖山自然保护区3种地带性典型自然植被内,就土壤动物群落对氮沉降增加早期响应特征进行研究。

2 研究地区与研究方法

2.1 自然概况

鼎湖山自然保护区位于广东省肇庆市境内,距广州市86 km,位于23°08'N,112°35'E,地处南亚热带南缘,总面积1 155 hm²,为大起伏山地。气候属亚热带季风气候,年太阳总辐射约4 655 MJ·m⁻²,年平均日照时数为1 433 h,年平均气温20.9℃。该区雨量充沛,年降雨量达1 900 mm,但分布不均,4~9月为雨季,10~3月为旱季,每年还受到数次热带气旋或台风的影响^[8,35]。鼎湖山主要有砖红壤性红壤和黄壤两大类,土壤酸度较大,pH值约4.2~5.0^[8]。

马尾松(*Pinus massoniana*)林(简称针叶林)、马尾松阔叶混交林(简称混交林)和季风常绿阔叶林(简称季风林)是当地3种代表性植被。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^[19,30]。

2.2 方法

2.2.1 试验设计 2002年10月25日,建立森林试验样地。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地带(约10 m宽),以防止相互之间造成干扰。各样方内又分为8个5 m×5 m小样方,并编号。为了增加研究结果的可比性,根据本地区氮沉降情况,氮处理强度和频度参考国际上同类研究的处理方法^[3,7],即实验分4个处理组,分别为对照(未施氮,代以同量的水)、低氮处理(50 kg·hm⁻²·yr⁻¹)、中氮处理(100 kg·hm⁻²·yr⁻¹)和高氮处理(150 kg·hm⁻²·yr⁻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内进行。从2003年7月中旬开始,每月初喷施NH₄NO₃。除了施氮处理外,各样地的其余处理措施均保持一致。

2.2.2 采样 在2003年5月21日至7月4日对所有样地进行了一次土壤动物群落的本底值调查(氮沉降增加前);经过3个月的氮处理后,2003年10月6~10日又进行了一次调查(氮沉降增加后)。调查时在每一个样方内按对角线法选取5个点;在每一点上,用直径10 cm的正方形线框收集地表凋落物层(季风林2~3 cm,混交林和针叶林3~5 cm),取5次合作一个样;这样每个样方得到5个样。

2.2.3 分析、鉴定方法

$$DG \text{ 指数 } DG = (g/G) \sum_{i=1}^g (D_i C_i / D_{i \max} C) [10]$$

式中, D_i 为第*i*类群个体数; $D_{i \max}$ 为各群落中第*i*类群的最

大个体数; g 为群落中的类群数; G 为各群落所包含的总类群数; C_i/C 为*C*个群落中第*i*个类群出现的比率。

所有标本除螨类外,其余各类都鉴定至科(总科)^[38,40]。采用ANOVA方法分析各处理及林分对土壤动物的影响;处理间的差异显著性利用SPSS 11.5软件以Duncan多重检验实现。

3 结果与分析

3.1 土壤动物个体数量的响应

7月取样(氮处理实施前),对照、低氮和中氮处理样地的土壤动物个体数量本底值没有显著差异(图1、2);但各林分间的本底值均存在显著差异($P < 0.05$),为季风林>混交林>针叶林(图1、3)。

10月取样(氮处理3个月后),总体上,低氮处理值显著高于对照和中氮处理($P < 0.05$)(图2),而各林分之间,除了季风林土壤动物个体数仍显著居高外($P < 0.05$),混交林与针叶林之间已无显著差别(图3)。由于季节的影响,土壤动物个体数出现了较大降幅(根据对照样地)(图2),但低氮处理还是显现了对土壤动物发展的有利作用:与7月取样比较,对照值下降40.01%,中氮处理下降36.81%,低氮28.84%,低氮样地动物个体数下降幅度最小,并

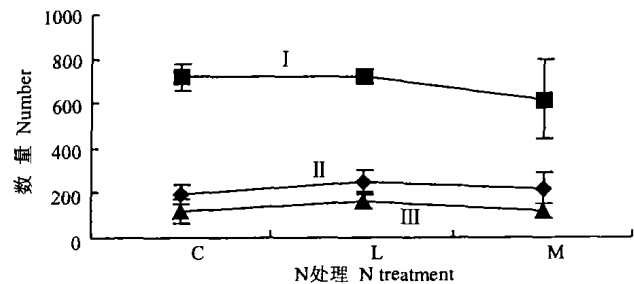


图1 7月3种林分内各样地土壤动物数量

Fig. 1 Distribution of soil fauna numbers in each plot in July. C: 对照 Control; L: 低N处理 Low N treatment; M: 中N处理 Middle N treatment. I, 季风林 Monsoon forests; II, 混交林 Mixed forests; III, 针叶林 Coniferous forests. 下同 The same below.

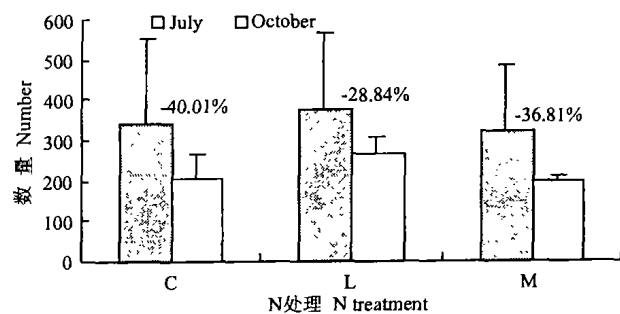


图2 7、10月不同处理土壤动物数量的比较

Fig. 2 Comparison of soil fauna numbers under N treatment in July and October.

图中百分数代表10月取值相对于7月的变幅 Percentages represent the changes from July to October. 下同 The same below.

与其它处理值产生了显著差异($P < 0.05$)(图2). 另外,虽然特征值不是一个精确值,但其生态学意义还是有参考价值的.由图3可见,10月取样季风林动物个体数特征值为 -2.40% ,混交林为 $+1.85\%$,针叶林为 $+32.83\%$,季风林出现最大降幅,针叶林明显上升,而且混交林与针叶林之间不再有显著差别,可见,各林分的反应不同.

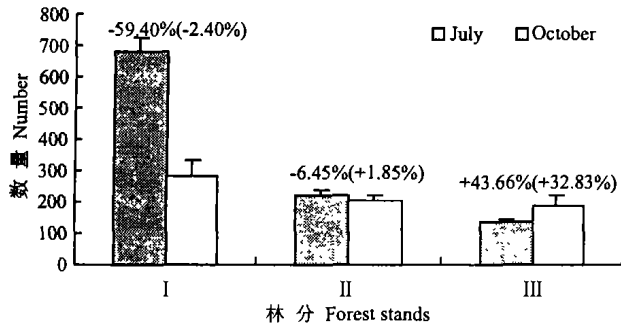


图3 7、10月不同林分内土壤动物个体数量的比较
Fig.3 Comparison of soil fauna numbers in different forest stands in July and October.
括号内为特征值,即各林分总体变幅与林内对照样地变幅的差
Numbers in the brackets are characteristic values, representing the differences between total range and changes of control plots from July to October.下同 The same below.

10月取样,比较不同处理的效应,中氮处理在季风林内表现出显著性低值($P < 0.05$);混交林内各处理间无显著差异;针叶林低氮和中氮处理值显著高于对照($P < 0.05$),最大值也在低氮处理(图4).可见,随着林分的不同氮处理产生的效应也不同,尤其是季风林和针叶林体现了两种不同的趋势.

10月取样,比较各林分之间的差异,对照处理下,仍是季风林 $>$ 混交林 $>$ 针叶林,且均存在显著差异($P < 0.05$)(同7月);但在低氮处理下,混交林与针叶林之间的差异已无显著性;至中氮处理,则各林分土壤动物个体数都在同一水平(图4).可见,各林分之间土壤动物个体数差异的变化,也与处理强度有关,强度越高的处理更有效地促进各林分趋于同一化.

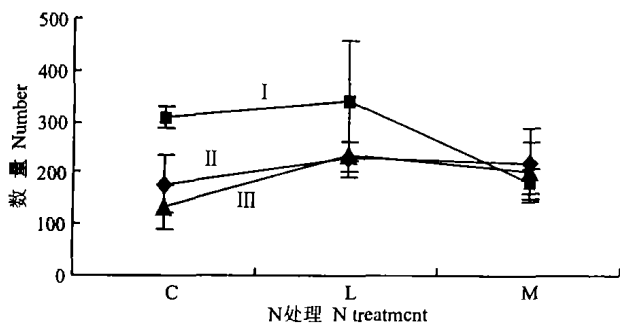


图4 10月N沉降增加对3种林分土壤动物个体数量的影响
Fig.4 Effects of N deposition addition on soil fauna numbers in three forest stands in October.

3.2 土壤动物类群数的响应

7月取样,除季风林内中氮处理样地土壤动物类群数显著少于对照和低氮处理($P < 0.05$)外(图5),各处理样地之间不存在显著差异(图6);各林分之间均存在显著差异($P < 0.05$)(图5、7).10月取样,总体上各处理间仍未出现显著差异(图6),但各林分间,除季风林仍显著为高外($P < 0.05$),混交林和针叶林已无显著差异(图7).季风林、混交林和针叶林的特征值分别为 -0.51% 、 -2.8% 和 $+9.57\%$ (图7).因此,由于氮处理对针叶林动物类群数的明显促进作用,使得混交林与针叶林之间的显著性差异(7月取样)消失.10月取样,比较不同处理的效应,在季风林内,中氮处理值仍然显著低于对照($P < 0.05$);混交林内各处理间仍无显著差别;但在针

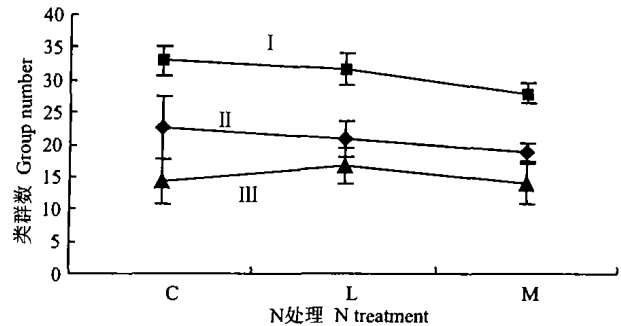


图5 7月3种林分内各处理样地土壤动物类群数
Fig.5 Distribution of soil fauna group numbers in each plot in July.

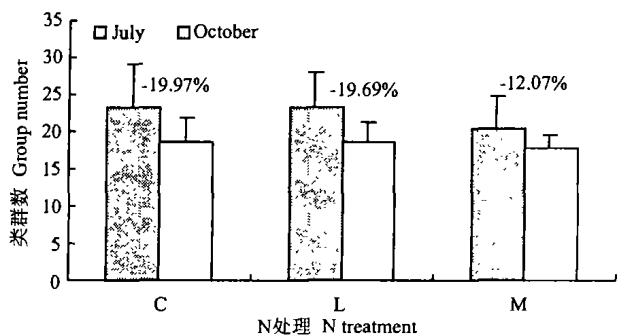


图6 7、10月不同处理土壤动物类群数的比较
Fig.6 Comparison of soil fauna group numbers under N treatment in July and October.

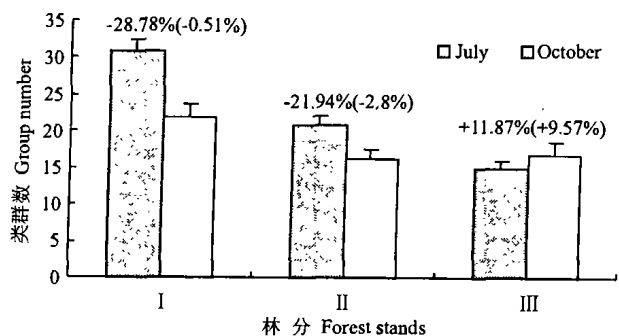


图7 7、10月不同林分内土壤动物类群数的比较
Fig.7 Comparison of soil fauna group numbers in different forest stands in July and October.

叶林内发生了很大变化,随着处理强度加大,动物类群数持续上升,并在各处理间均形成显著差异($P < 0.05$),具体为中氮 > 低氮 > 对照(图 8). 这直接表明了氮沉降增加能促进针叶林土壤动物类群数量的发展,而且其随处理强度的加大而持续加强.

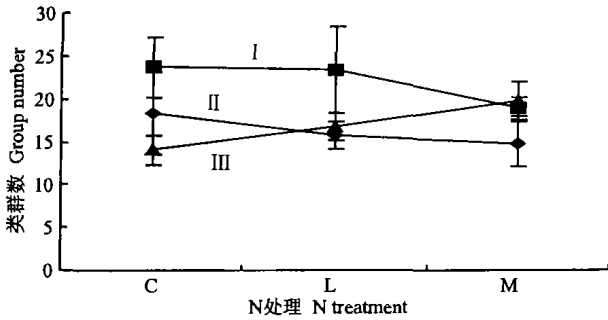


图 8 10月N沉降增加对3种林分土壤动物类群数的影响
Fig.8 Effects of N deposition addition on soil fauna group numbers in three forest stands in October.

10月取样,比较各林分之间的差异,对照处理下仍然是季风林 > 混交林 > 针叶林,且均存在显著差异($P < 0.05$)(同7月);但低氮处理下针叶林与混交林已无显著差别;至中氮处理时针叶林甚至与季风林处于同一水准(图 8). 与7月取样相比,各林分差异由对照至中氮处理持续减少,这是氮处理在针叶林内持续发挥积极促进作用,加上季风林动物类群数明显下降所致.

3.3 土壤动物多样性的响应

7月取样,除季风林内中氮处理样地的本底值显著低于其它两处理($P < 0.05$)外(图 9),各氮处理样地间无显著差异(图 10);各林分间均存在显著差异($P < 0.05$),排序为季风林 > 混交林 > 针叶林(图 9、11).

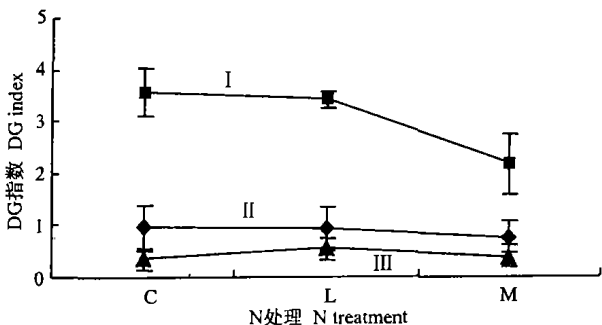


图 9 7月3种林分内各处理样地土壤动物多样性
Fig.9 Distribution of soil fauna diversity in each plot in July.

10月取样,各氮处理间动物多样性仍无显著差异(图 10);但各林分间情况发生了变化,虽然季风林仍显著为高($P < 0.05$),但混交林和针叶林间的显著性差异消失(图 11). 季风林、混交林和针叶林特征值分别为 +1.2%、-6.98%和 +68.15%,可见,3个林分的反应不同,针叶林的正向效应明显.

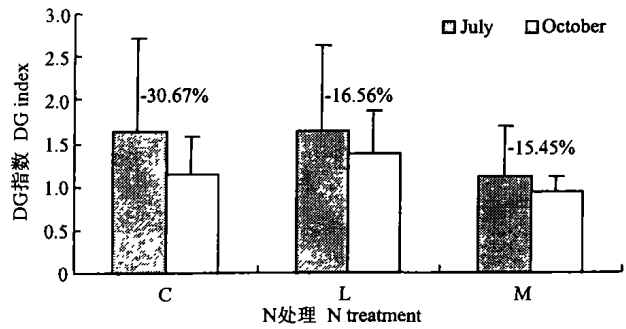


图 10 7、10月不同处理土壤动物 DG 指数的比较
Fig.10 Comparison of soil fauna DG indexes under N treatment in July and October.

10月取样,比较不同处理的效应,虽然季风林与混交林仍保持本底值(7月)的趋势,但在针叶林内出现明显变化:各氮处理值均显著高于对照($P < 0.05$),且随处理加强动物多样性持续上升(图 12). 可见,氮处理有利于针叶林土壤动物多样性的发展.

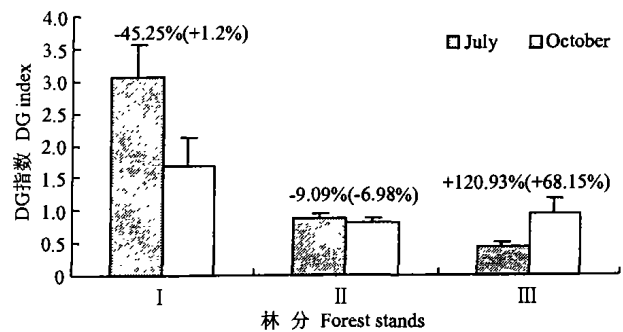


图 11 7、10月不同林分内土壤动物 DG 指数的比较
Fig.11 Comparison of soil fauna DG indexes in different forest stands in July and October.

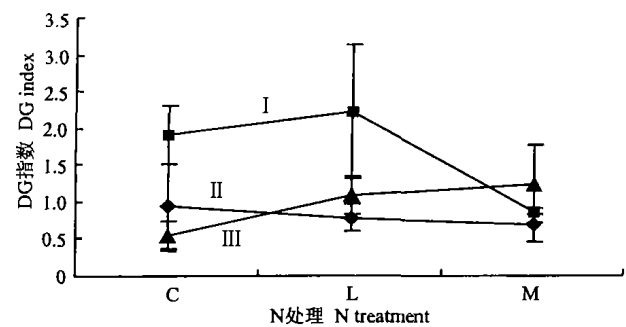


图 12 10月N沉降增加对3种林分土壤动物多样性的影响
Fig.12 Effects of N deposition addition on soil fauna diversity in three forest stands in October.

10月取样,比较各林分之间的差异,对照处理仍保持7月取样的情况:季风林 > 混交林 > 针叶林,且均存在显著差异($P < 0.05$);但其后由于针叶林动物多样性的上升,低氮处理下与混交林无显著差别,而且绝对值为大;至中氮处理,针叶林动物多样性反居最大,且与混交林有显著差异($P < 0.05$),而

季风林在中氮处理下由于降幅大,其值次于针叶林而与混交林处于同一水平(图 12)。因此,由于氮沉降增加在针叶林内对土壤动物多样性有持续而明显的促进作用(在最大浓度处理下甚至高于季风林),季风林在高浓度(中氮)处理下呈显著负面效应,使得各林分间土壤动物多样性差异发生较大变化。

4 讨 论

在氮沉降过程中,适量 NO_3^- 的输入可被森林生态系统所利用,过剩的 NO_3^- 将通过淋溶或可能的反硝化作用而从土壤中除去或有少部分在土壤中积累下来,当氮通量(矿化和外部输入)与生物和土壤的吸收能力相等时,生态系统可被认为是达到了“氮饱和”^[36]。许多有关氮沉降对植物和微生物影响的研究表明,一定限度内的氮沉降对生物可能是有利的,但过量的氮沉降则会造成负面影响^[1,14]。因为生态系统达到氮饱和后,过量 NO_3^- 的淋溶都具有强烈的酸化作用。在氮饱和的森林生态系统中氮沉降(以 NO_3^- 或 NH_4^+)的适当增加,将导致 NO_3^- 淋溶的增加和土壤酸度的提高^[36]。已有证据表明,由于土壤中产生了过剩的 NO_3^- , Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等盐基阳离子的淋失随之增加^[5,33];矿质土壤中 Ca^{2+} 的净损失对土壤有酸化作用^[5],土壤酸化会使土壤中的阳离子特别是 Al、Mn 和 Rb 的通量急剧增加^[2,5]。土壤 pH 值和根际 $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ 比率通常可作森林土壤酸化和潜在的森林危害的指标^[9]。 Al^{3+} 浓度与 NO_3^- 浓度密切相关。在许多情况下, Al^{3+} 浓度与 NO_3^- 浓度的相关性高于它与 SO_4^{2-} 浓度的相关性,这意味着在活化 Al^{3+} 方面, HNO_3 比 H_2SO_4 更重要^[26,27]。总之, NO_3^- 浓度的上升将提高土壤溶液的酸度和 Al^{3+} 浓度,因此可直接或间接地引起森林衰退。例如,在北美森林生态系统中,土壤中高浓度的 NO_3^- 引起了 Al^{3+} 活化和 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 淋失,致使 $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ 比率和 $\text{Al}^{3+}/\text{Mg}^{2+}$ 比率极不平衡,其比率高达 30~40 以上,抑制森林对 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的吸收,导致森林衰退^[24]。可见,氮饱和后 NO_3^- 的淋溶将对森林土壤生物造成较大危害作用。

在本实验区,季风林土壤无论是全氮含量还是有效氮含量均是马尾松林和混交林的 2 倍;季风林植物叶片氮含量、凋落物氮素输入也高于马尾松林和混交林,说明季风林生态系统相对于马尾松林和混交林更富氮,而马尾松林土壤氮素供应力最低^[19,39]。富氮的生态系统在接受外加氮处理比贫氮

的森林更容易表现出氮流失,对外加氮的响应更强烈^[1,4,6,15,34],原因是其更容易达到氮饱和。因此,对于氮沉降增加处理下土壤动物群落,季风林相对混交林和针叶林,高浓度中氮处理相对于低浓度处理更易表现出负向效应;而贫氮针叶林在氮饱和的限度内则表现出正向效应。

由此可以认为,热带林对氮沉降增加的反应将比温带更加强烈。许多外加氮模拟试验结果显示,由于温带地区大部分森林生产力受氮限制,生态系统只有在进行很长一段时间后,才开始出现氮素淋失,而在此期间,氮素输入将产生有利的影响。如美国哈佛森林长期生态系统研究(LTER)中,9 年施氮处理,各林木生物量比对照都有不同幅度的增加^[14]。但热带森林生产力并不受氮的限制,因此,一些学者认为,热带森林在氮沉降增加后,可能不像温带森林一样,把大部分输入氮截留下来,而是输入氮很快就从土壤淋失^[15,17],如上所述,这将同时会伴随着土壤理化性质的恶化,对森林生态系统造成伤害。

在人工苗圃样地内进行模拟氮沉降对土壤动物影响的研究,结果发现,中氮处理能显著地促进土壤动物的发展($P < 0.05$),但高浓度处理则逐渐表现出负向效应。不同浓度氮处理产生了不同的效应,这与本研究结果一致;但在人工苗圃样地,中氮处理具有显著正向效应,而在自然林中(季风林,地带顶级植被)却已经表现出显著负向效应。由于鼎湖山自然林氮素水平较高^[19],加之自然林系统更封闭,对氮存留力较高,因此也更易出现饱和效应;然而,人工样地由于土壤理化性质较差,系统开放性大,氮素存留力较低,结果使其更不易达到氮饱和及产生相应的负向效应。另外,在土壤渗透水对氮沉降增加的响应研究中,证明季风林比混交林和针叶林的响应更强烈,反映为土壤渗透水 pH 值低、硝态氮和铵态氮淋失高等;在森林凋落物对氮沉降增加的响应研究中发现,季风常绿阔叶林中氮沉降对凋落物分解的影响主要表现为抑制作用,而在马尾松林中氮沉降增加对针叶凋落物初始阶段分解有促进作用。

因此,可以认为,氮饱和水平在生态系统对氮沉降增加的响应中有很大的作用。根据本研究中土壤动物对氮沉降增加的早期响应,可以认为,经过 3 个月的氮沉降增加处理,季风林内中氮处理样地已超过氮饱和水平,而针叶林尚未达到氮饱和水平。不过,随着氮处理进一步持续及氮累积量增加,土壤动物响应是否会进一步向负向效应转移? 由于氮饱和水平的提高,这是完全可能的;另外,温带的相关研究

也可为之提供佐证,如美国哈佛森林长期生态系统研究(LTER)中,9年以后,松林林木生物量随着氮输入量的增加而减少,高氮处理样方林木生物量与对照比显著减少^[14]。

参考文献

- Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer KJ, et al. 1998. Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited. *BioScience*, **48**: 921~934
- Bergkvist B, Folkesson L. 1992. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water Air Soil Poll*, **65**: 111~133
- Emmett BA, Boxman AW, Bredemeier M, et al. 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, et al. 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecol Appl*, **8**(3): 706~733
- Foster NW, Hazlett PW, Micolson JA, et al. 1989. Long leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification. *Water Air Soil Poll*, **48**: 251~261
- Gundersen P, Emmett BA, Kjonaas OJ, et al. 1998. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: A synthesis of NITREX data. *For Ecol Man*, **101**: 37~55
- Hall SJ, Matson PA. 2003. Nutrient status of tropical rain forests influences soil N dynamics after N additions. *Ecol Monogr*, **73**(1): 107~129
- Hou A-M(侯爱敏), Peng S-L(彭少麟), Zhou G-Y(周国逸). 2002. Tree-ring chemical changes and possible impacts of acid precipitation in Dinghushan, South China. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **22**(9): 1552~1559(in Chinese)
- Kros J, De Vries W, Janssen PHM, et al. 1993. The uncertainty in forecasting trends of forest soil acidification. *Water Air Soil Poll*, **66**: 29~58
- Liao C-H(廖崇惠), Li J-X(李健雄), Huang H-T(黄海涛). 1997. Soil animal community diversity in the forest of the southern subtropical region, China. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **17**(5): 549~555(in Chinese)
- Li D-J(李德军), Mo J-M(莫江明), Fang Y-T(方运霆), et al. 2003. Impact of nitrogen deposition on forest plants. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **23**(9): 1891~1900(in Chinese)
- Liang J-D(梁继东), Zhou Q-X(周启星). 2003. Single and binary combined toxicity of methamidophos, acetochlor and Cu on earthworm *Eisenia foetida*. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **14**(4): 593~596(in Chinese)
- Liang W-J(梁文举), Li Q(李琪), Chen L-J(陈立杰), et al. 2002. Effects of elevated atmospheric CO₂ on nematode trophic groups in a Chinese paddy-field ecosystem. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **13**(10): 1269~1272(in Chinese)
- Magill AH, Aber JD, Berntson GM, et al. 2000. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, **3**: 238~253
- Matson PA, McDowell WH, Townsend AR, Vitousek PM. 1999. The globalization of N deposition: Ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, **46**: 67~83
- Martin K, Scott DW. 2001. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern great plains. *J Ecol*, **89**: 807~817
- Matson PA, Lohse KA, Hall SJ. 2002. The globalization of nitrogen deposition: Consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, **31**(2): 113~119
- Moffat AS. 1998. Global nitrogen overload problem grows critical. *Science*, **279**: 988~989
- Mo JM, Brown S, Peng SL, et al. 2003. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *For Ecol Man*, **175**(3): 573~583
- Nihlgard B. 1985. The ammonium hypothesis - An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, **14**: 2~8
- Runion GB, Curl EA, Rogers HH, et al. 1994. Effects of CO₂ enrichment on microbial populations in the rhizosphere and phyllosphere of cotton. *Agric For Meteorol*, **70**: 117~130
- Sharon JH, Pamela AM. 1999. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, **400**: 152~155
- Song Y-F(宋玉芳), Zhou Q-X(周启星), Xu H-X(许华夏), et al. 2002. Acute toxicological effects of heavy metal pollution in soils on earthworms. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **13**(2): 187~190(in Chinese)
- Tomlinson GH. 1993. A possible mechanism relating increased soil temperature to forest decline. *Water Air Soil Poll*, **66**: 365~380
- Tong F-C(佟富春), Jin Z-D(金哲东), Wang Q-L(王庆礼), et al. 2003. Co-occurrence of soil fauna communities with changes in altitude on the northern slope of Changbai Mountain. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **14**(10): 1723~1728(in Chinese)
- Ulrich B, Pankrath J. 1983. Effects of accumulation of air pollutants in forest Ecosystems. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company. 1~30, 171~182
- Van Breemen N, Van dijk HFG. 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ Poll*, **54**: 249~274
- Vitousek PM. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, **75**(7): 1861~1876
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, et al. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol Appl*, **7**(3): 737~750
- Wang Z-H(王铸豪), He S-Y(何少颐), Song S-D(宋绍敏), et al. 1982. The vegetation of Dinghushan Biosphere Reserve. *Trop Subtrop For Ecosyst(热带亚热带森林生态系统研究)*, **1**: 77~141(in Chinese)
- Wang Z-Z(王振中), Zhang Y-M(张友梅). 1996. Effect of organophosphorus pesticide on community structure of soil animal. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **16**(4): 357~366(in Chinese)
- Wang Z-Z(王振中), Zhang Y-M(张友梅), Li Z-W(李忠武), et al. 2002. Effect of organophosphorus pesticide toxicity on soil animal. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **13**(12): 1663~1666(in Chinese)
- Watmough SA, Hutchinson TC, Sager EPS. 1999. The impact of simulated acid rain on soil leachate and xylem chemistry in a Jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) stand in northern Ontario, Canada. *Water Air Soil Poll*, **111**: 89~108
- Wright RF, Rasmussen L. 1998. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *For Ecol Man*, **101**: 1~7
- Xia H-P(夏汉平), Yu Q-F(余清发), Zhang D-Q(张德强). 1997. The soil acidity and nutrient contents, and their characteristics of seasonal dynamic changes under three different forests of Dinghushan Nature Reserve. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **17**(6): 645~653(in Chinese)
- Xiao H-L(肖辉林). 2001. Effects of atmospheric nitrogen deposition of forest soil acidification. *Sci Silvae Sin(林业科学)*, **37**(4): 111~116(in Chinese)
- Xu G-L(徐国良), Mo J-M(莫江明), Zhou G-Y(周国逸), et al. 2003. Relationship of soil fauna and N cycling and its response to N deposition. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **23**(11): 2453~2463(in Chinese)
- Yi W-Y(尹文英). 1998. Pictorial Keys to Soil Animals of China. Beijing: Science Press. (in Chinese)
- Zhang D-Q(张德强), Ye W-H(叶万辉), Yu Q-F(余清发), et al. 2000. The litterfall of representative forests of successional series in Dinghushan. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **20**(6): 938~944(in Chinese)
- Zhen L-Y(郑乐怡), Gui H(归鸿). 1999. Insect Classification. Nanjing: Nanjing Normal University Press. (in Chinese)

作者简介 徐国良,男,1975生,在职博士生.主要从事森林生态系统土壤动物结构、功能及其与全球变化的关系研究,发表论文15篇. E-mail: xugl@scbg.ac.cn