

N 沉降下土壤动物群落的响应:1 年研究结果综述

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 2 中国科学院研究生院)

摘要:2003年7月至2004年8月,选择了苗圃、针叶林、混交林和季风林4个生态系统,采用模拟的方法,人为构建N沉降增加梯度系列,即对照、低N处理(50 kg/(hm²·a))、中N处理(100 kg/(hm²·a))、高N处理(150 kg/(hm²·a))和倍高N处理(300 kg/(hm²·a)),在14个月的时间内,对土壤动物群落在N沉降下的响应进行了持续观测研究.研究表明,土壤动物群落无论在时间尺度和空间尺度(垂直分布)都发生了明显的变化.生态系统类型的影响很显著,季风林和针叶林增长模式的不同,最终导致3个森林土壤动物分布格局的根本改变.苗圃样地N处理具有明显的阈值效应.虽然整体上森林样地N处理梯度未产生显著影响,但它在与不同植被、不同取样期的交互作用中可以清楚表现出来.N沉降存在明显的累积效应.在持续大量N沉降的作用下,动物向土壤深层趋避,显示N处理的负效应.N沉降的阈值效应和累积效应也都符合中度干扰理论.最后,该文还对N沉降对土壤动物群落的影响机制进行了初步探讨,认为N沉降可能通过对土壤无机环境的改变间接影响较高营养阶——土壤动物群落,而N沉降处理的阈值效应、生态系统成熟度及处理时间累积对试验效果的影响,本质上可能均反映了生态系统N饱和状态对N沉降的响应.

关键词:N沉降, 土壤动物, 生态系统

中图分类号:Q958.15 **文献标识码:**A **文章编号:**1000-1522(2006)03-0001-07

XU Guo-liang^{1,2}; MO Jiang-ming¹; ZHOU Guo-yi¹. **Effects of N deposition on soil fauna: a summary for one year.** *Journal of Beijing Forestry University* (2006)28(3) 1-7 [Ch, 38 ref.]

1 Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong Province, 526070, P. R. China;

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100039, P. R. China.

Impacts of simulated atmospheric nitrogen (N) deposition on soil fauna were studied during 14 months from July 2003 to August 2004. Dissolved NH₄NO₃ at the following rates: control(0), low (50 kg/(hm²·a)), medium (100 kg/(hm²·a)), high (150 kg/(hm²·a)) and double high (300 kg/(hm²·a)), and it was sprayed during the period. Plots were built in seedling stands (SD), pine forests (PF), mixed pine and broadleaved forests (MF) and monsoon evergreen broadleaved forests (MEBF) in subtropical China. It suggested that soil fauna' responses were correlated significantly with the type of ecosystem. N levels influenced soil fauna significantly in SD, which indicated the existence of a threshold about the effects of N deposition. The data, averaged over the entire period and all forests, did not show any significant effects of N levels on soil fauna. But it could be discovered in the interactions between N and forest type and interactions between N and sampling date. Accumulated effects from N deposition were found. Under continuous and high N deposition, soil fauna became concentrated into the deeper soil, which also indicated the negative effects of N. The threshold and accumulation effects of N deposition could also be predicted by an intermediate disturbance hypothesis (IDH). Finally a preliminary discussion was presented on the mechanisms of the effects of N

收稿日期:2005-04-14

<http://journal.bjfu.edu.cn>

基金项目:国家自然科学基金项目(30270283、30470306)、中国科学院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-SW-120)、中国科学院华南植物园研究所所长基金项目和广东省自然科学基金项目(021524)。

第一作者:徐国良, 博士生. 主要研究方向: 森林生态系统土壤动物结构、功能及其与全球变化的关系. 电话: 020-37252977 Email: xugl75@126.com 现工作单位地址: 510650 广东省天河区中国科学院华南植物园.

责任作者:莫江明, 博士生导师, 首席研究员. 主要研究方向: 生态系统生态学、恢复生态学和自然保护区管理. 电话: 0758-2621187 Email: mojm@scib.ac.cn 地址: 同上.

deposition on soil fauna. The responses of soil fauna to N deposition might indirectly be shown in inorganic soil changes in the environment, and the effects of N levels, ecosystem types and time accumulation might reflect the reaction of "N saturation" status of the ecosystem to atmospheric N deposition.

Key words N deposition, soil fauna, ecosystem

N 沉降问题开始于工业化较早的欧洲和北美地区. 至今, 中欧森林大气 N 输入为 25 ~ 60 kg/(hm²·a), 大大超过了森林的年需要量(一般 25 kg/(hm²·a) 是一个临界点); 在美国东北部, 当前 N 沉降率比本底水平增加了 10 ~ 20 倍^[1]. 随着发展中国家工业化水平提高, 农业集约化发展, 化石燃料和化肥的迅速普及, N 沉降问题已经表现严重的全球化趋势^[2]. 现在, 约 40% 工业 N 肥生产集中在热带和亚热带的发展中国家, 到 2020 年环境中与能源有关的无机 N 输入约有 2/3 将发生在这个区域^[3-4]. 中国作为世界上最大的发展中国家, 更由于近年来经济迅猛发展, 过量的大气 N 沉降已经成为对生态环境的严重威胁. 在东北地区, 黑龙江帽儿山森林定位站降水 N 沉降为 12.9 kg/(hm²·a)^[5]; 在华东地区, 江西分宜县大冈山林场的杉木林 (*Cunninghamia lanceolata*) 和马尾松林降雨 N 输入分别为 60.6、57.0 kg/(hm²·a)^[6]; 在华南地区, 广东省广州市 1988 年降水 N 沉降量已达 45.6 kg/(hm²·a)^[7]. 总体而言, 我国已成为全球三大 N 沉降集中区之一(分别为欧洲、美国和中国)^[8-9]. 已有许多研究证实, 大量而持续的 N 沉降对陆地生态系统植物、动物和微生物群落的组成及其功能过程造成了广泛的影响, 对生态环境带来了严重的冲击^[10].

在欧洲和北美地区, 对 N 沉降问题从 20 世纪 90 年代就开始进行长期定位研究, 并逐渐形成研究网络, 研究内容也不断拓宽. 例如, 在欧洲, NITREX (Nitrogen Saturation Experiments) 研究项目涉及到 7 个国家 8 个研究站点的 10 个试验研究, EXMAN (Experimental Manipulation of Forest Ecosystems in Europe) 项目也涉及到 4 个国家 6 个研究站点^[11]. 在美国, Harvard forest 模拟 N 沉降(外加 N) 试验已有 10 多年的历史^[12]. 目前, 美国还建立了全国范围的 NADP/NTN (National Acid Deposition Program/National Trends Network) 和 CASTN (the U. S. Environmental Protection Agency Clean Air Status and Trends Network) 网络, 进行全国 200 个站点湿沉降和 60 个站点干沉降的监测工作. 但在我国, 有关 N 沉降的工作开展的极少, 甚至没有引起学者们的足够重视.

绝大部分 N 沉降最终进入土壤. 目前, 关于 N 沉降下土壤和水酸化、生态系统的初级生产力和养分循环、温室气体(CH₄ 和 NO₂ 等) 排放, 以及植物和微生物的响应等已有较多的研究^[2, 9-10, 13-16], 但极不

相称的是, 人们对动物学上的响应所知甚少. 在 NITREX 项目, Boxman^[15] 曾报道了凋落物分解试验研究期间一次取样中(1993 年 7 月) 弹尾虫和甲螨的种类数量和生物量统计结果; Kuperman^[17] 对 3 块长期受不同程度 N 沉降影响的区域进行了大型土壤动物的野外调查, 发现在酸沉降量最低的 Illinois 地区, 大型土壤动物的总个体数、分解者和捕食者的数量都极显著高于另两地; 但是, 这些没有进行专门实验设计或仅仅基于野外调查的结果不能明确指出 N 沉降对土壤动物的影响. 不过, 在许多农业生态系统 N 肥施用研究中, 学者们对土壤动物的响应作了一些专类研究, 认为 N 输入对土壤动物都造成了一定的影响. 例如, Nkem 等^[18] 在棉地内比较了施 N (120 kg/(hm²·a)) 与不施 N 对大型土壤动物的影响, 发现施 N 使动物的数量下降. 在另外一个研究中, 施 N 使多足纲(millipedes) 密度减少了 46%^[19]. 在新西兰的一块牧场, Sarathchandra 等^[20] 研究了 N、P 肥对土壤生物的影响, 发现植食性线虫对 N 肥的响应最强烈, 在施 N 地 *Pratylenchus*、*Paratylenchus* 显著升高而 *Meloidogyne* 显著降低, 腐食性的 *Aporcelaimus* 也在施 N 条件下显著减少; 在高强度 400 kg/(hm²·a) 处理地, 线虫的成熟度指数显著降低. 但是, 很显然, 农业生态系统 N 输入的形式和量与大气 N 沉降有诸多不同.

本项目在鼎湖山地区建立了大尺度的大气 N 沉降野外研究样地, 开始对这一科学问题开展长期而系统的研究. 本文对土壤动物群落在 N 沉降下的响应进行报道. 通过苗圃、针叶林、混交林和季风林 4 个试验系统, 一年多时间内, 对土壤动物群落在一系列不同梯度 N 沉降量下的响应进行研究, 讨论 N 沉降水平以及其与生态系统类型、时间累积等的交互作用对自然生物的影响, 并进一步探索其中机理.

1 研究方法

本研究在鼎湖山自然保护区^[21] 马尾松林 (*Pinus massoniana* forest, PF)、马尾松针阔叶混交林 (pine and leaf-broad mixed forest, MF, 简称混交林) 和季风常绿阔叶林 (monsoon evergreen leaf-broad forest, MEBF, 简称季风林) 3 种地带典型植被内开展.

苗圃样地于 2002 年 10 月建立^[22], 分别于 2003 年 7 月和 10 月、2004 年 2 月和 5 月, 利用对角线法分 3 个土层 (0 ~ 5 cm、5 ~ 10 cm、10 ~ 15 cm) 取回土

样; 森林样地于 2003 年 7 月建立^[23]并分别于 2003 年 7 月和 10 月, 2004 年 1、4、8 月取样. 所有样品带回实验室内用 Tullgren 法提取土壤动物; 所有标本除螨类外, 其余各类都鉴定至科(总科)^[22-23]. 土壤动物的生物多样性计算利用 DG 指数 $DG = (g/G) \sum_{i=1}^g [D_i C_i / (D_{i\max} C)]^{[24]}$ (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). 具体的样地建立方法、取样方法、样品处理及统计方法等在文献[22-23]中都有详述.

2 研究结果

2.1 土壤动物群落的时间动态

取样期对土壤动物的个体数量、类群丰度和多样性都存在显著的影响 ($P < 0.05$) (表 1、2). 总的来说, 土壤动物群落随试验处理期加长而发展 (图 1、3). 不过, 在苗圃样地, 这种增长来源于 N 处理的整体正向效应, 而在森林样地, 它主要来源于针叶林内动物的极大增长.

表 1 苗圃样地各因子及其交互作用对土壤动物群落的影响

TABLE 1 Main and interaction effects of sampling data, N treatments and soil layer on soil fauna by three-way ANOVA in SD

	个体数量		类群数		DG 指数	
	F 值	双尾值	F 值	双尾值	F 值	双尾值
取样期	98.67	0.00	64.31	0.00	44.52	0.00
N 处理	0.90	0.47	4.73	0.00	2.75	0.03
土层	44.72	0.00	32.62	0.00	63.59	0.00
取样期 × N 处理	1.91	0.04	2.06	0.03	2.42	0.01
取样期 × 土层	20.60	0.00	27.94	0.00	33.19	0.00
N 处理 × 土层	0.96	0.47	1.51	0.16	2.15	0.04
取样期 × N 处理 × 土层	1.22	0.24	0.68	0.86	1.58	0.06

2.2 生态系统类型的影响

该研究主要在森林样地开展. 季风林和针叶林对 N 沉降处理的反应都很灵敏 (图 3), 试验一开始, 前者负效应明显, 后者则正效应明显, 而且在整个试验期都保持了这种趋势, 并因此改变了土壤动物群落不同林分内的分布格局: 经 1 年施 N 处理, 最终针叶林土壤动物个体数最大, 虽然针叶林与季风林之间不存在显著差异, 但在个体数和多样性上针叶林都显著高于混交林 ($P < 0.05$).

表 2 森林样地各因子及其交互作用对土壤动物群落的影响

TABLE 2 Main and interaction effects of sampling data, N treatments and forest on soil fauna by three-way ANOVA in forests

	个体数量		类群数		DG 指数	
	F 值	双尾值	F 值	双尾值	F 值	双尾值
取样期	71.93	0.00	45.45	0.00	17.52	0.00
N 处理	0.67	0.51	0.57	0.57	0.42	0.66
林分	14.83	0.00	24.32	0.00	13.65	0.00
取样期 × N 处理	1.53	0.16	0.82	0.59	0.82	0.59
取样期 × 林分	24.22	0.00	6.07	0.00	8.67	0.00
N 处理 × 林分	5.94	0.00	3.80	0.01	6.97	0.00
取样期 × N 处理 × 林分	1.62	0.08	0.74	0.75	1.05	0.41

取样期与林分之间存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 2), 施 N 试验前的本底调查, 各林分土壤动物群落的排序为: 季风林 > 混交林 > 针叶林, 而且季风林极显著为高 ($P < 0.01$); 但随着时间尺度的增加, 针叶林土壤动物显著增长, 混交林也有一定幅度上升, 而季风林则相对负增长, 因此在试验后期, 针叶林土壤动物各项指标都显著为高 ($P < 0.05$), 而季风林下降至混交林水平, 甚至在个体数上处于最低 (图 3).

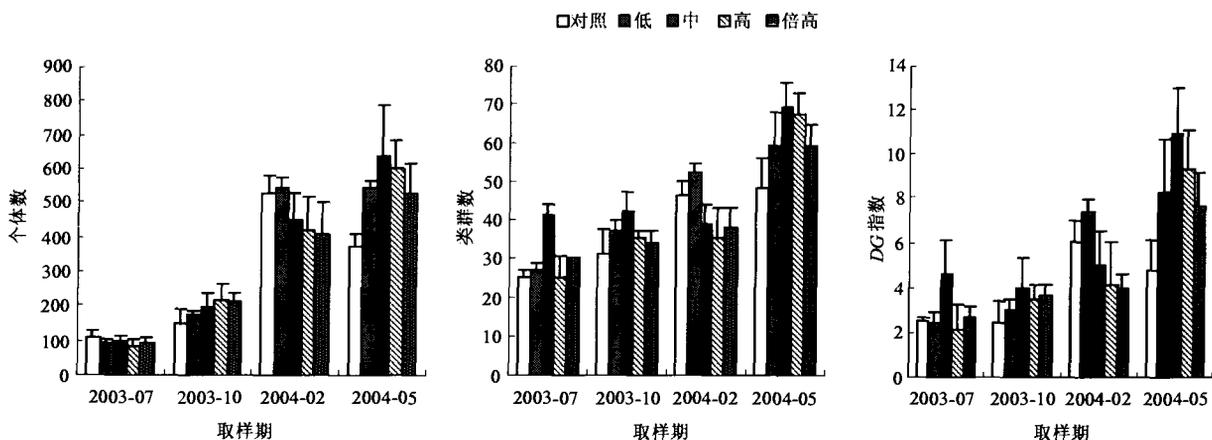


图 1 苗圃样地取样期与 N 处理水平对土壤动物群落的影响

FIGURE 1 Effects of N treatments and sampling dates on soil fauna in SD

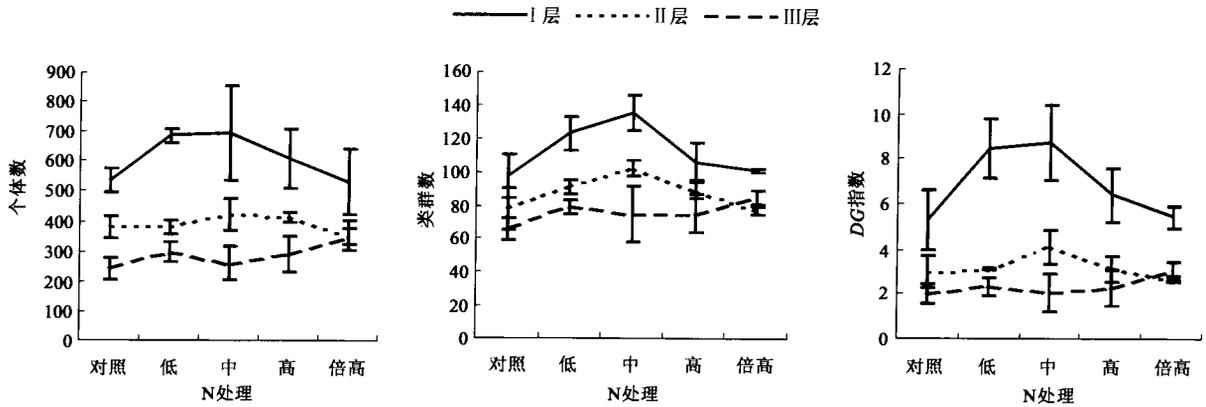


图 2 苗圃样地取样 N 处理水平与土层对土壤动物群落的影响
FIGURE 2 Effects of N treatments and soil depths on soil fauna in SD

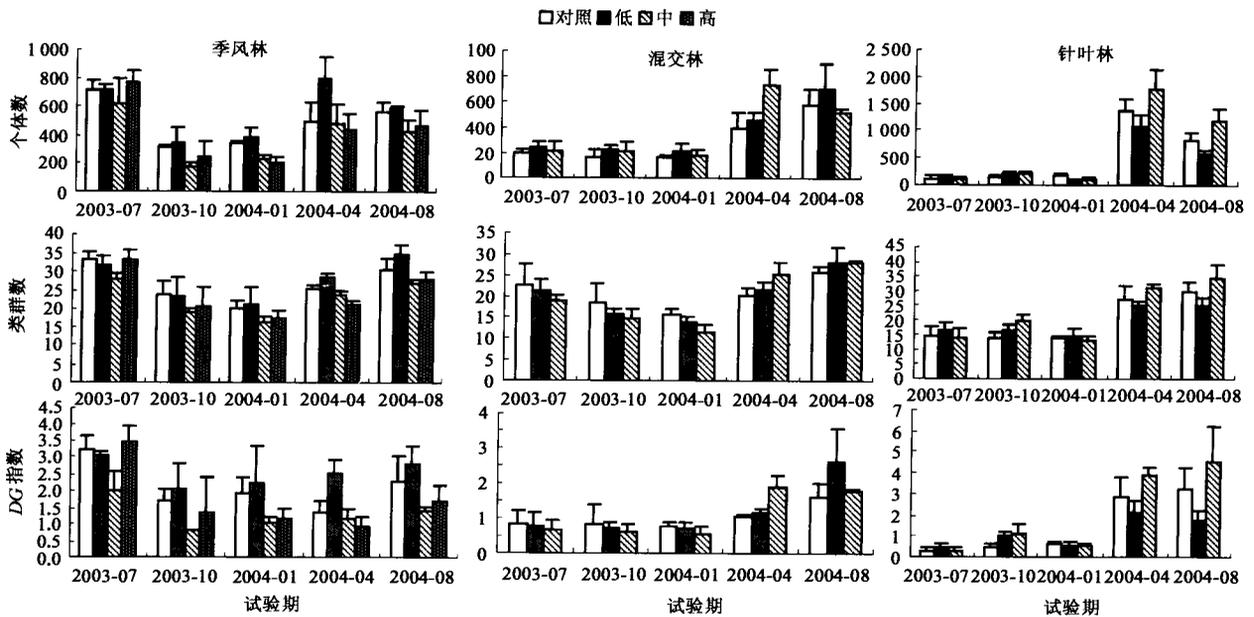


图 3 森林样地试验期内各林分及 N 处理下土壤动物变化动态
FIGURE 3 Dynamics of soil fauna in forests under N treatments during the experiment

2.3 土壤层的影响

土壤动物群落具有显著的垂直分异特征 ($P < 0.05$) (表 1). 土壤 I 层动物个体数量、类群丰度和多样性都显著高于 II 和 III 层 ($P < 0.05$) (图 2).

2.4 N 沉降处理的影响

苗圃样地, N 处理对土壤动物群落产生了显著的影响 ($P < 0.05$) (表 1), 表现为明显有利于土壤动物群落的发展, 但同时也具有明显的阈值效应 (图 1, 2), 中 N 处理为拐点. 但在森林样地, 由于不同林分间差异巨大, N 沉降处理整体上并未对土壤动物群落产生显著的影响 (表 2).

N 处理水平与取样期之间存在显著的交互作用 ($P < 0.05$). 在苗圃样地 (图 1), N 处理样地与对照样地的差异随时间逐步加大. 因此, N 处理明显促进了土壤动物群落的发展. 在森林样地 (图 3), 季风林

内, 试验开始后低 N 处理优势逐渐递增, 2004 年 4 月达到高峰, 随后下降, 2004 年 8 月回复到对照水平; 混交林内, 施 N 处理 6 个月后, 中 N 处理值达到一个高峰, 其后又急剧下降, 2004 年 8 月回复到对照水平, 但同时, 施 N 处理 6 个月后低 N 处理值却表现明显上升, 2004 年 8 月显著为高. 因此, 持续的施 N 处理使各林分中表现良好的处理效应最后都减弱, 甚至发展到负向效应或转移至更低的 N 处理水平中.

同时, N 处理水平与林分间有显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 2), 该研究仅在森林样地开展. 在季风林内, 只有低 N 处理显示了利好作用, 而中 N 和高 N 处理表现了明显的抑制作用 (图 3); 混交林内, 试验前期较高浓度的中 N 处理表现利好作用, 后期却被低 N 处理取代; 针叶林内, 中 N 处理自始至终

都表现了对土壤动物群落的促进作用。

N处理水平与土壤动物的垂直分布之间也有明显的交互作用,该研究仅在苗圃样地开展(表1)。土壤I层由于受N处理的直接影响,表现出明显的阈值效应(图2):中N处理一般为最大值,而在最高强度的倍高N处理下,土壤动物有向土壤深层趋避的趋势,使得III层动物得到较大发展,显示此时N处理的负效应。

3 讨 论

3.1 N处理梯度的影响

在苗圃样地,可以明显看到N处理水平的阈值效应;然而在森林样地,由于不同林分间差异巨大,同时受样地条件所限,处理梯度设置不够完善,N处理水平整体上并未对土壤动物群落产生显著的不同影响,阈值效应仅在季风林中略有体现。在农业土壤N素输入对土壤动物的影响研究中,也存在量的问题。黄伦先等^[25]观察到当土壤有效N由69.8 mg/kg增至84.7 mg/kg时,土壤动物密度由5 375个/m²增至11 725个/m²;土壤线蚓的生物量则与土壤中铵态N数量显著正相关^[26]。但N输入量过大,情况则不同。玉米地内N肥(NH₄NO₃, 15 g/(m²·a))在6年的处理中多数结果显示使蚯蚓数量和生物量显著降低^[27];在高强度(40 g/(m²·a))N处理地,线虫的成熟度指数显著降低^[20]。

土壤动物群落不同N沉降梯度下的反应也符合中度干扰理论(Intermediate disturbance hypothesis, IDH)。IDH理论源于热带雨林和珊瑚礁系统,是个群落内非平衡态理论。它认为,无干扰系统消除了生物竞争而减弱生物多样性,高强度和频度的干扰仅使少数竞争力强的物种得以保留,也减少了系统的生物多样性;而中等强度和频度的干扰允许竞争力强的和那些竞争力稍弱的物种共存。因此,它将产生最大的生物多样性^[28]。N沉降可以认为是生态系统的一种干扰因子,因此,中度的N沉降应最能促进土壤动物的多样化,这与本研究结果一致。

3.2 生态系统类型的影响

不同生态系统对N沉降的反应不尽相同,这有赖于系统的持续状况、生态类型、N需求和存留力及土地利用史等因素^[2]。在本研究中,共选择了4类生

态系统,根据系统的复杂度和成熟度,由简单至复杂,由低成熟度至高成熟度,依次为苗圃、针叶林、混交林和季风林。在苗圃样地,整个试验期间,土壤动物群落明显得到持续快速的发展;在森林样地,针叶林也有明显的正效应,季风林则相对负效应明显。其他一些研究中,也有类似的结果。在经历反复生物量收割的林地(系统较为退化),具有非常高的N存留力^[29];相反,高度成熟林即使在低度的输入下也表现出N大量淋溶^[30]。因此,可以看到,在相同的试验处理期间,从苗圃样地到森林样地,从最简单的半人工生态系统至最成熟的自然林系统,生态系统的反应经历了从正效应到负效应的变化过程。

3.3 时间累积效应

在一年的时间内,土壤动物群落随取样期发生着明显的变化。在苗圃样地,土壤动物群落持续加速发展。在森林样地,情况较为复杂:针叶林从初始显著为低发展变为显著居高,而季风林从初始极显著为高变为无显著优势甚至低于针叶林的水平;另外,值得注意的是,持续的施N处理,各林分中表现良好的处理效应最后都有减弱的趋势。以上结果反映了N沉降的累积效应。这种现象已在温带的相关研究中发生,如美国哈佛森林的长期生态系统研究(LTER)中,9年的施N处理,各林木生物量比对照都有不同幅度的增加,但9年以后,松林林木生物量随着N输入量的增加而减少,高N处理样方林木生物量与对照比显著减少^[12]。

3.4 N沉降对土壤动物影响机制的初步探讨

3.4.1 土壤、土壤水有效N含量及酸度在N沉降下的变化

根据本项目研究组同步开展的土壤、土壤水有效N含量及酸度的监测研究(表3、4),苗圃样地各N处理地硝态N含量显著高于对照地,而在最大强度倍高N处理下,硝态N尤为高,pH值尤为低;森林样地中,季风林明显累积了更高量的有机N,特别在高N处理下,硝态N极显著高于对照,而土壤酸度明显为低。可以看出,它们与土壤动物群落的变化在一定程度上密切相关,这暗示N沉降可能通过对土壤无机环境的改变间接影响较高营养阶——土壤动物群落。它可能是N沉降下土壤动物响应的重要基础之一。

表3 N沉降增加对苗圃地土壤有效N和pH值的影响

TABLE 3 Effects of N addition on soil available N and pH in SD

	对照	低	中	高	倍高
NO ₃ ⁻ /(mg·kg ⁻¹)	4.29(1.34)c	7.00(1.71)b	8.75(1.02)b	8.83(2.43)b	12.92(1.57)a
NH ₄ ⁺ /(mg·kg ⁻¹)	4.93(1.42)b	3.40(0.43)b	4.20(0.42)b	4.93(1.50)b	6.91(1.25)a
pH	5.16(0.03)a	4.88(0.14)ab	4.88(0.09)ab	4.75(0.14)b	4.66(0.15)b

注:表中数据为2003年11月和2004年2、5月3次取样结果的平均值;括号内为标准误;不同字母者表示差异显著,P<0.05。

表 4 N 沉降增加对森林样地土壤渗透水硝态 N 含量和酸度的影响
TABLE 4 Effects of N addition on NO_3^- -N and pH of soil solution in forests

	对照			低			中			高
	季风林	混交林	针叶林	季风林	混交林	针叶林	季风林	混交林	针叶林	季风林
$\text{NO}_3^- / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	6.85	2.63	2.63	13.67	5.03	6.72	11.28	13.19	8.93	14.06
pH	3.83	3.95	4.04	3.81	3.96	3.87	3.78	3.87	3.93	3.72

注:硝态 N 数据为 2004 年各次取样的平均值;pH 为 2003 年 7 月至 2004 年底 1 年半各次取样的平均值。

3.4.2 N 饱和机制

许多研究证明,一定限度内的 N 沉降对生物可能是有利的,但过量的 N 沉降则会造成负面影响^[12,29],其中的界线可能就在于生态系统是否达到了“N 饱和”^[31].因为生态系统达到 N 饱和后,过量 NO_3^- 的淋溶都具有强烈的酸化作用.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^[32-33];矿质土壤中 Ca^{2+} 的净损失对土壤有酸化作用^[32],土壤酸化将反过来急剧增加土壤中的阳离子特别是 Al^{3+} 、 Mn^{2+} 和 Pb^{2+} 的通量^[32,34].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指标^[35].

本研究中,季风林是南亚热带典型地带植被,已有 400 多年的保护历史,生态系统发育完好,系统可能已经达到或接近自然 N 饱和状态,其土壤无论是全 N 含量还是有效 N 含量都极为丰富,均约是马尾松林和混交林的 2 倍,马尾松林土壤 N 素供应力很低^[36],而苗圃地土壤肥力最差^[22].这决定了输入的无机 N 在富 N 的季风林中最容易积累,达到 N 饱和并在较短的时间和较低的处理浓度下对土壤动物表现出负效应.而在受 N 限制较严重的针叶林和苗圃样地,尤其是后者,最不易达到 N 饱和,这使其在外 N 输入下迅速地表现正效应,而且可以在较高的处理浓度和相对更长的时间内保持这种趋势.

很容易理解,N 处理梯度的阈值效应和时间累积效应也可以从 N 饱和理论得到解释,因为它们表明 N 饱和之前的一定程度的 N 输入或一定量的 N 积累对生态系统是有利的,但超过系统吸收能力的更高水平的 N 输入或更高量的 N 积累将产生负效应.

因此,可以说,N 沉降水平的阈值效应、生态系统成熟度及处理时间累积对试验结果的影响,本质上可能均反映了生态系统的 N 饱和状态对 N 沉降的响应,Aber^[37]、Agren 等^[38]基于温带的研究也提出了相似的观点.

参 考 文 献

- [1] MAGILL A H, ABER J D, HENDRICKS J J, et al. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition[J]. *Ecological Applications*, 1997, 7(2): 402-415.
- [2] MATSON P, LOHSE K A, HALL S J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems[J]. *AMBIO*, 2002, 31(2): 113-119.
- [3] MATTHEWS E. Nitrogenous fertilizers: global distribution of consumption and associated emissions of nitrous oxide and ammonia[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, 8(4): 411-439.
- [4] GALLOWAY J N, LEVY II H, KASIBHATLA P S. Year 2020: Consequences of population growth and development on the deposition of oxidized nitrogen[J]. *AMBIO*, 1994, 23(2): 120-123.
- [5] 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规律的研究[J]. *生态学杂志*, 1992, 11(5): 1-6.
LIU S R. Biogeochemical cycling characteristics of dahurian larch plantation ecosystem[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 1992, 11(5): 1-6.
- [6] 马雪华. 在杉木林和马尾松林中雨水的养分淋溶作用[J]. *生态学报*, 1989, 9(1): 15-20.
MA X H. Effects of rainfall on the nutrient cycling in man-made forests of *Cunninghamia lanceolata* and *Pinus massoniana*[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1989, 9(1): 15-20.
- [7] 任仁, 米丰杰, 白乃彬. 中国降水化学数据的化学计量学分析[J]. *北京工业大学学报*, 2000, 26(2): 90-95.
REN R, MI F J, BAI N B. A chemometrics analysis on the data of precipitation chemistry of China[J]. *Journal of Beijing Polytechnic University*, 2000, 26(2): 90-95.
- [8] FENN M E, POTH M A, ABER J D, et al. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystems responses, and management strategies[J]. *Ecological Applications*, 1998, 8(3): 706-733.
- [9] HALL S J, MATSON P A. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests[J]. *Nature*, 1999, 400: 152-155.
- [10] VITOUSEK P M, ABER J D, HOWARTH R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences[J]. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737-750.
- [11] WRIGHT R F, RASMUSSEN L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects[J]. *For Ecol Manage*, 1998, 101(1): 1-7.
- [12] MAGILL A H, ABER J D, BERNSTON G M, et al. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests[J]. *Ecosystems*, 2000, 3(3): 238-253.
- [13] Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe[R]. Brussels: EC, 2002.
- [14] MARTIN K, WILSON S D. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern great plains[J]. *J Ecol*, 2001, 89(5): 807-817.
- [15] BOXMAN A W, BLANCK K, BRANDRUD T E, et al. Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project[J]. *For Ecol Manage*, 1998, 101(1): 65-79.
- [16] MOFFAT A S. Global nitrogen overload problem grows critical[J]. *Science*, 1998, 279: 988-989.

- [17] KUPERMAN R C. Relationships between soil properties and community structure of soil macroinvertebrates in oak-hickory forests along an acidic deposition gradient[J]. *Applied Soil Ecology*, 1996, 4(2):125-137.
- [18] NKEM J N, LOBRY DE BRUYN L A, GRANT C D, et al. Changes in invertebrate populations over the growing cycle of an N-fertilised and unfertilised wheat crop in rotation with cotton in a grey Vertisol[J]. *Applied Soil Ecology*, 2002, 20(1):69-74.
- [19] SCHEU S, SCHAEFER M. Bottom-up control of the soil macrofauna community in a beechwood on limestone: manipulation of food resources[J]. *Ecology*, 1998, 79(5): 1 573-1 585.
- [20] SARATHCHANDRA S U, GHANI A, YEATES G W, et al. Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(7-8): 953-964.
- [21] 夏汉平, 余清发, 张德强. 鼎湖山3种不同林型下的土壤酸度和养分含量差异及其季节动态变化特性[J]. *生态学报*, 1997, 17(6): 645-653.
XIA H P, YU Q F, ZHANG D Q. The soil acidity and nutrient contents, and their characteristics of seasonal dynamic changes under 3 different forests of Dinghushan Nature Reserve[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17(6): 645-653.
- [22] 徐国良, 莫江明, 周国逸, 等. 模拟N沉降对苗圃地土壤动物群落的响应[J]. *生态环境*, 2004, 13(4): 487-492.
XU G L, MO J M, ZHOU G Y, et al. Responses of soil fauna community to simulated N deposition[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(4): 487-492.
- [23] 徐国良, 莫江明, 周国逸. 模拟N沉降增加对南亚热带主要森林土壤动物的早期影响[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(7): 1 235-1 240.
XU G L, MO J M, ZHOU G Y. Early responses of soil fauna in three forests of south subtropical China to simulated N deposition addition[J]. *Chin J Appl Ecol*, 2005, 16(7): 1 235-1 240.
- [24] 廖崇惠, 李健雄, 黄海涛. 南亚热带森林土壤动物群落多样性研究[J]. *生态学报*, 1997, 17(5): 549-555.
LIAO C H, LI J X, HUANG H T. Soil animal community diversity in the forest of the southern subtropical region, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17(5): 549-555.
- [25] 黄伦先, 沈世华. 免耕生态系统中土壤动物对土壤养分影响的研究[J]. *农村生态环境*, 1996, 12(4): 8-10.
HUANG L X, SHEN S H. A study of the effects of soil animals on soil nutrients in non-tillage ecosystem[J]. *Rural Eco-Environment*, 1996, 12(4): 8-10.
- [26] SULKAVA P, HUHTA V, LAAKSO J. Impact of soil faunal structure on decomposition and N-mineralization in relation to temperature and soil moisture in forest soil[J]. *Pedobiologia*, 1996, 40: 505-513.
- [27] WHALEN J K, PARMELEE R W, EDWARDS C A. Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments[J]. *Biology Fertility of Soils*, 1998, 27(4): 400-407.
- [28] FLODER S, SOMMER U. Diversity in planktonic communities: an experimental test of the intermediate disturbance hypothesis[J]. *Limnol Oceanogr*, 1999, 44(4): 1 114-1 119.
- [29] ABER J D, MAGILL A, MCNULTY S G, et al. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation[J]. *Water Air Soil Pollut*, 1995, 85(3): 1 665-1 670.
- [30] BARON J S, RUETH H M, WOLFE A M, et al. Ecosystem responses to nitrogen deposition in the Colorado Front Range[J]. *Ecosystems*, 2000, 3(4): 352-368.
- [31] 肖辉林. 大气N沉降对森林土壤酸化的影响[J]. *林业科学*, 2001, 37(4): 111-116.
XIAO H L. Effects of atmospheric nitrogen deposition of forest soil acidification[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2001, 37(4): 111-116.
- [32] FOSTER N W, HAZLETT P W, NICOLSON J A, et al. Ion leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification[J]. *Water Air Soil Pollut*, 1989, 48(1-2): 251-261.
- [33] WATMOUGH S A, HUTCHINSON T C, SAGER E P S. The impact of simulated acid rain on soil leachate and xylem chemistry in a Jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) stand in northern Ontario, Canada[J]. *Water Air Soil Pollut*, 1999, 111(1-4): 89-108.
- [34] BERGKVIST B, FOLKESON L. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition[J]. *Water Air Soil Pollut*, 1992, 65(1-2): 111-133.
- [35] KROS J, DE VRIES W, JANSSEN P H M, et al. The uncertainty in forecasting trends of forest soil acidification[J]. *Water Air Soil Pollut*, 1993, 66(1-2): 29-58.
- [36] MO J M, BROWN S, PENG S L, et al. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China[J]. *For Ecol Manage*, 2003, 175(3): 573-583.
- [37] ABER J D, NADELHOFFER K J, STEUDLER P, et al. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems[J]. *Bioscience*, 1989, 39(6): 378-386.
- [38] AGREN G I, BOSATTA E. Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems[J]. *Environ Pollut*, 1988, 54(3-4): 185-197.

(责任编辑 董晓燕)