

大气氮沉降对阔叶林红壤淋溶水化学模拟研究

孙本华^{1,2}, 胡正义^{2,*}, 吕家珑¹, 周丽娜², 徐成凯²(1. 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2. 中国科学院南京土壤研究所
土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 江苏 南京 210008)

摘要:在氮饱和的森林生态系统中,氮沉降的增加将导致 NO_3^- 淋溶的增加及土壤酸度的提高,从而影响土壤质量及林业的可持续发展。然而,大气氮沉降对我国南方红壤地区森林生态系统中土壤的影响研究还很少,尤其是氮沉降引起的土壤淋溶溶液化学组成方面。研究中,以中国科学院红壤生态实验站林草生态试验区阔叶林红壤为对象,在恒温(20℃)条件下,通过土壤淋洗柱(直径10cm、高60cm)进行了8个月间隙性淋溶试验,来模拟研究不同氮输入量(0、7.8、26mg月⁻¹·柱⁻¹和52mg月⁻¹·柱⁻¹)对阔叶林红壤 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 、 H^+ 和土壤盐基离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 和 Na^+)的淋溶和土壤酸度的影响。结果表明,随氮输入量增加,淋溶液中 NO_3^- 、 EC 、 H^+ 和总盐基离子逐渐增加,但淋溶液中无 NH_4^+ 。不同氮处理时,土壤有机氮总表观矿化量分别为189.6、263.9、372.8mg月⁻¹·柱⁻¹与554.2mg柱⁻¹,氮输入明显促进了土壤有机氮的矿化,且土壤有机氮的表观矿化量与氮输入量间呈正线性相关($R^2 = 0.997^{**}$)。无氮(0mg月⁻¹·柱⁻¹)、低氮(7.8mg月⁻¹·柱⁻¹)、中氮(26mg月⁻¹·柱⁻¹)和高氮(52mg月⁻¹·柱⁻¹)输入处理下,土壤交换态盐基淋溶总量分别占土壤交换性盐基总量的13.6%、18.4%、27.7%和48.1%。不同的盐基离子对氮输入的反应不同, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 淋溶量随氮输入量的增加而增加,对 Na^+ 和 K^+ 则无明显影响。土壤交换态离子中随淋洗液输出最多的为 Ca^{2+} (无氮、低氮、中氮和高氮输入处理的土壤交换态输出量占土壤交换态的比例分别为22.6%、31.4%、46.7%和82.5%),其次为 Na^+ (无氮、低氮、中氮和高氮输入处理的土壤交换态输出量占土壤交换态的比例分别为16.0%、10.7%、17.6%和26.3%),最少的为 Mg^{2+} (无氮、低氮、中氮和高氮输入处理的土壤交换态输出量占土壤交换态的比例分别为5.0%、6.9%、11.1%和16.9%),几乎没有土壤交换性 K^+ 输出。与对照相比,有氮处理后土壤中硫酸根离子的淋失量明显减少($p < 0.05$)。表层土壤pH值随氮输入量的增加而显著下降,各处理间差异极显著($p < 0.01$)。可见,大气氮沉降的增加将加速阔叶林红壤的养分淋失和土壤酸化的程度。

关键词:阔叶林;红壤;大气氮沉降;盐基离子;养分淋溶;土壤酸化

文章编号:1000-0933(2006)06-1872-10 中图分类号:Q948.1,S153.5,S718.5 文献标识码:A

The leaching solution chemistry of a broad-leaved forest red soil under simulated N deposition in Southern China

SUN Ben-Hua^{1,2}, HU Zheng-Yi^{2,*}, LÜ Jia-Long¹, ZHOU Li-Na², XU Cheng-Kai² (1. College of Resources and Environment, Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2. The State Key Laboratory of Soil and Agriculture Sustainable Development, Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Jiangsu, 210008, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 1872 ~ 1881.

Abstract: In nitrogen (N) saturated forest ecosystems, N deposition has been shown to increase NO_3^- loss and soil acidity. This

基金项目:国家973资助项目(G1999011805);中国科学院知识创新工程领域前沿资助项目(ISSASIP0205);土壤与农业可持续发展国家重点实验室和教育部留学回国基金联合资助项目

收稿日期:2005-09-12;修订日期:2006-04-07

作者简介:孙本华(1972-)男,江苏金湖人,博士生,主要从事土壤化学以及环境科学研究. E-mail: sunbenhua@126.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhyhu@issas.ac.cn

Foundation item: The project was supported by national key basic research support foundation of China (973 project) (No. G1999011805), field frontiers project of the program of innovative engineering of CAS (No. ISSASIP0205), the opening foundation of the state key laboratory of soil and agriculture sustainable development, the scientific research foundation for the returned overseas Chinese scholars, State Education Ministry of China

Received date: 2005-09-12; Accepted date: 2006-04-07

Biography: SUN Ben-Hua, Ph.D. candidate, mainly engaged in soil chemistry and environmental science. E-mail: sunbenhua@126.com

reduces soil quality and further influences the sustainable development of the forest. However, the effects of N deposition on forest ecosystems in the red soil region of southern China are not well understood, especially the response of soil leaching solution chemistry to N deposition. In this study, a soil column experiment was conducted to investigate the effects of N deposition on soil leaching solution chemistry for eight months at 20°C. The soil column (10 cm diameter and 60 cm high) was filled with soil collected from a broad-leaved forest at the Red Soil Ecological Experiment Station, Jiangxi Province. The simulated N deposition rates were 0 (control), 7.8, 26 and 52 mg N month⁻¹ col⁻¹. The concentrations of NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, H⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺ in the leachate were measured and basic soil physical and chemical properties were also determined. Results showed that NO₃⁻, H⁺, exchangeable base cations (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺), and EC in the leachate increased as simulated N deposition rates increased, but no NH₄⁺ was detected in the leachate of any treatment. Net mineralized soil N increased from 189.6 mgN·col⁻¹ in the control treatment to 554.2 mgN·col⁻¹ in the 52 mgN·month⁻¹·col⁻¹ treatment. N input significantly accelerated the mineralization of soil organic N, and a positive linear relationship existed between the apparent mineralization rate of soil organic N and N input ($R^2 = 0.997^{**}$). The percentages of total exchangeable base cations leached from the soil to total exchangeable base cations increased from 13.6% in the control treatment to 18.4, 27.7% and 48.1% in the 7.8, 26 and 52mgN·month⁻¹·col⁻¹ treatments respectively. Exchangeable base cations responded differently to N deposition. Ca²⁺ and Mg²⁺ leaching losses increased as N deposition increased, but N deposition had no effect on the leaching of K⁺ and Na⁺. The percentage of exchangeable Ca²⁺ leached from the columns increased from 22.6% in the control treatment to 31.4, 46.7% and 82.5% in the 7.8, 26 and 52 mgN·month⁻¹ col⁻¹ treatments. Similarly the percentage of exchangeable Mg²⁺ leached from the columns increased from 5.0% in the control treatment to 16.9% in the 52 mgN·month⁻¹·col⁻¹ treatment. In contrast, the percentage of exchangeable Na⁺ leached from the four treatments was 16.0, 10.7, 17.6% and 26.3% in the 0, 7.8, 26 mgN·month⁻¹·col⁻¹ and 52 mgN·month⁻¹ col⁻¹ treatments respectively. No exchangeable K⁺ was observed in the leachate of any treatment. N deposition resulted in a significant decrease ($p < 0.05$) in the amount of sulfate leached from the columns compared to the control. The pH of the surface soil also decreased significantly as N deposition increased. The results from this study indicated that increased N deposition rates will increase soil nutrient losses and soil acidity under broadleaf forests in the red soil region of southern China.

Key words: broad-leaf forest; red soil; atmospheric nitrogen deposition; base cations; nutrient leaching; soil acidification

人类活动,如化石燃料燃烧、施肥、畜牧业等,显著增加了大气沉降向林地土壤氮输入^[1,2]。如,荷兰污染地区的大气氮沉降向林地输入铵态氮高达 60~100kg N hm⁻²^[3]。江西南昌和鹰潭的大气氮沉降达 75kg·N·hm⁻²和 71kg·N·hm⁻²^[4,5]。虽然在氮沉降量较低的地区,95%以上的沉降氮被林冠或土壤吸收,氮沉降具有施肥作用^[6],但是过量大气氮沉降,对生态系统具有负效应^[7-10]。目前许多欧洲林地已经处于氮饱和状态^[11,12]。在氮饱和的森林生态系统中,氮沉降(以 NO₃⁻ 或 NH₄⁺)的增加,将导致 NO₃⁻ 淋溶的增加和土壤酸度的提高^[13],因为盐基离子以等价量伴随着 NO₃⁻ 一起淋失^[14]。大气 NH₄⁺ 沉降,随后的硝化作用也加剧了土壤的酸化^[3]。

大气氮沉降对土壤有机氮的影响结果不一。一些研究表明,森林土壤的有机氮矿化随氮输入增加而增加,但是也发现有有机氮矿化先增加后减少现象^[15,16]。Gundersen 等认为只有在受氮限制森林,野外测得氮素净矿化速度才随氮沉降增加而增加,而在氮丰富的森林,增加氮输入氮素净矿化速度反而下降^[17]。也有少数研究发现氮沉降输入对土壤有机氮矿化没有产生任何影响^[18,19]。

中国南方林地许多分布在对酸敏感的红壤地区^[20]。大气沉降对林地土壤质量影响关系到林业可持续发展,已引起广泛关注。不同 pH 酸雨对红壤的影响已经有许多研究,这些研究基本上采用表层土壤,短时间模拟淋洗土柱条件进行^[21-26]。而有关大气沉降物质(氮、硫)输入量对红壤物质循环的影响研究则没有报道。本研究采用长时间,室内大土柱模拟淋洗试验研究大气氮输入量对林地红壤养分淋溶和酸化的影响,结果为探明大气沉降对林地红壤质量演变规律,特别是酸化机理提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地点位于中国科学院红壤生态试验站(东经 116°55', 北纬 28°15'), 属江西省余江县范围, 靠近鹰潭市。因地处我国中亚热带地区, 气候温热多雨, 年平均温度 17.6℃, > 10℃ 积温 5527.6℃, 年降水量 1794.7mm, 年蒸发量 1318mm, 年干燥度 < 1; 降水季节分布不均, 4~6 月份降水量几乎占全年的 50%, 干湿季节变化较为明显, 年大气氮沉降为 71 kg hm⁻²[5]。地质地形为第 4 纪红土低丘, 海拔高程在 35~60 m 之间, 起伏和缓, 相对高差 15~20 m, 坡度不大, 多在 3~7°。

1.2 土壤

采集中国科学院红壤生态试验站林草生态试验区阔叶林(小叶栎)下土壤为供试土壤。该土壤为发育于第 4 纪红色粘土母质的红壤, 粘土矿物组成以高岭石和铝蛭石为主, 并含有一定量的水云母以及极少量的三水铝石和云母。土壤按表层(0~10cm), 中层(10~30cm)和底层(30~50cm)分层次采集, 分层混匀, 风干, 除去根、石砾, 过粗筛后备用。其基本的理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of the tested soils

层次 Depth (cm)	容重 Bulk Density (g·cm ⁻³)	有机质 OM* (g·kg ⁻¹)	全氮 Total N (g·kg ⁻¹)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N (mg·kg ⁻¹)	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N (mg·kg ⁻¹)	全硫 Total-S (mg·kg ⁻¹)	无机硫 Ca(H ₂ PO ₄) ₂ -S (mg·kg ⁻¹)	水溶硫 CaCl ₂ -S (mg·kg ⁻¹)
0~10	1.32	24.2	1.20	4.59	7.05	175.7	155.3	21.3
10~30	1.34	10.6	0.64	1.70	1.54	290.3	287.7	16.7
30~50	1.39	7.1	0.51	2.09	3.23	225.9	225.0	12.1
层次 Depth (cm)	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CEC (mmol·kg ⁻¹)	盐基饱和度 BS (%)	交换性钙 Ex. Ca ²⁺ (mmol·kg ⁻¹)	交换性镁 Ex. Mg ²⁺ (mmol·kg ⁻¹)	交换性钾 Ex. K ⁺ (mmol·kg ⁻¹)	交换性钠 Ex. Na ⁺ (mmol·kg ⁻¹)
0~10	4.41	3.66	77.7	7.6	3.66	1.17	2.03	0.33
10~30	4.48	3.74	77.4	5.6	2.21	0.85	2.07	0.35
30~50	4.71	3.80	80.1	6.4	2.31	0.95	2.41	0.43

* OM—Organic Matter; BS—Base Saturation; Ex.—Exchangeable

1.3 淋洗液组成和氮累积输入量

大气沉降物质主要是氮、硫, 其次为 Ca、Mg、K、Na 和 H⁺ 等。试验设 4 个氮输入水平, 每月每根土柱 N 输入量 0、7.8、26 和 52mgN, 8 个月 N 累积输入量分别为 0、62.4、208 和 416mgN, 其中 NH₄⁺-N 占 75%, NO₃⁻-N 占 25%。考虑到当地的氮硫沉降还在不断增加, 硫设计相当于当地 2 倍沉降量, 其他离子与当地雨水相当。淋洗液 pH 为 4.50, 与研究地雨水相当。淋洗液由化学试剂 (CaSO₄、Na₂SO₄、K₂SO₄、NH₄Cl、NH₄NO₃、Ca(NO₃)₂、Mg(NO₃)₂、(NH₄)₂SO₄ 和 Li₂SO₄) 配制而成, 其中 Cl⁻ 和 Li⁺ 作为平衡离子, 其组成见表 2。

表 2 淋洗液的离子组成和浓度(μmol·L⁻¹)

Table 2 Composition and concentration of ions in leaching solution(μmol·L⁻¹)

氮输入量 (mg·月 ⁻¹ ·柱 ⁻¹) N inputs(mg·month ⁻¹ ·col ⁻¹)	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	Li ⁺
0	0	0	406	72.8	5.8	26.5	10	0	609
7.8	93	279	406	72.8	5.8	26.5	10	0	432
26	310	929	406	72.8	5.8	26.5	10	1	0
52	619	1857	406	72.8	5.8	26.5	10	620	0

1.4 淋洗试验过程

淋洗柱用白色 PVC 塑料管, 直径为 10cm, 高 60cm, 底部封闭并留一孔, 以便收集渗漏水。试验设 4 个重复, 共 16 个土柱。根据各土层土壤容重、各土层深度、淋洗柱直径决定各土层所需土量, 室内重建土柱。在柱底部铺两层尼龙筛网和一层石棉, 再铺两层筛网。然后先装底层 20cm 厚, 再装中层 20cm 厚, 最后装表层

10cm厚,各层中间用筛网隔开。在土表覆盖1cm厚石英砂。土壤装柱后将其调到田间持水量。为更接近自然降水过程,采用间歇淋入法。每隔1个月淋洗1次,每次1.5L,共淋洗8次,累积淋洗量为12L。淋洗的总水量相当于1528mm降雨量,略低于当地的年平均水平。每次加入淋洗液后,开始收集渗滤液,直到渗滤液体积达到1.5L为止(大约10h)。每次淋洗结束时用保鲜膜覆盖淋洗柱上段,防止水分蒸发。试验在20℃恒温室内进行。渗滤液保存于冰箱中待测。

1.5 样品分析与统计

电极法测定渗滤液pH、电导仪测定EC^[27]。渗滤液中K、Na、Ca、Mg、S含量用ICP-AES测定,NO₃⁻-N用双波长分光光度法测定,NH₄⁺-N用靛酚蓝法比色法测定^[27]。其它分析采用常规分析方法^[27]。数据用SPSS统计软件统计分析。

2 结果与分析

2.1 氮输入量对氮淋溶的影响

表3为不同氮输入量处理硝态氮、铵态氮淋溶输出量以及试验前后土壤硝态氮、铵态氮变化。可见,随氮输入量的增加,NO₃⁻-N淋出量逐渐增加,处理间差异达极显著水平($p < 0.01$)。整个试验期间,淋洗液中没有检测到NH₄⁺-N。淋洗后土壤中残留的硝态氮随氮输入量的增加而增加,而铵态氮处理间差异不大(表3)。文启孝等认为发育于花岗岩、砂岩风化物和第四纪红色粘土的砖红壤、赤红壤、红壤,由于矿物全为或主要为1:1型粘土矿物以及土壤的低pH值(5.0左右),一般不具有固定加入铵的能力^[28]。李志安等在pH 4.3的土壤观测到极显著的硝化作用^[29]。Biederbeck等的结果也表明,在pH < 5的酸性土壤中部分硝化细菌能适应酸性环境,酸性土壤也有明显的硝化作用发生^[30]。由此推测大部分铵态氮没有在土壤中残留,而是通过硝化作用转化为硝态氮。一些研究表明,Cl⁻能抑制硝化作用^[31]。本试验中Cl⁻作为平衡离子,高氮输入量下,Cl⁻的输入量较大(表2),从结果来看,并没有显著影响氮的硝化作用。

表3 不同氮输入量对氮淋溶的影响

Table 3 Effects of N inputs on leaching losses of nitrogen from soil columns

氮形态 N Forms	N 输入量 (mg·月 ⁻¹ ·柱 ⁻¹) N inputs (mg·month ⁻¹ ·col ⁻¹)	土壤 Soil(mg)			淋洗 N 输入 Inputs (mg)	淋溶 N 输出 Outputs (mg)	输出-输入 Outputs-Inputs (mg)	氮表观平衡 N balance* (mg)
		试验前本底 Background	试验后残留 After trial	前后差异 Difference				
铵态氮 NH ₄ ⁺ -N	0	17.6	23.1 ± 2.8a	5.5 ± 2.8a	0	0	0A	5.5 ± 2.8A
	7.8	17.6	22.2 ± 2.2a	4.6 ± 2.2a	46.8	0	-46.8B	-42.2 ± 2.2B
	26	17.6	23.7 ± 3.0a	6.1 ± 3.0a	156.0	0	-156.0C	-149.9 ± 3.0C
	52	17.6	24.0 ± 5.5a	6.4 ± 5.5a	312.0	0	-312.0D	-305.6 ± 5.5D
硝态氮 NO ₃ ⁻ -N	0	12.9	112.5 ± 21.7a	99.6 ± 21.7a	0.0	84.5 ± 5.6A	84.5 ± 5.6A	184.1 ± 25.6A
	7.8	12.9	212.6 ± 68.8b	199.7 ± 68.8b	15.6	122.1 ± 1.1B	106.5 ± 1.1B	306.2 ± 69.6B
	26	12.9	381.8 ± 77.9c	368.9 ± 77.9c	52.0	205.8 ± 3.3C	153.8 ± 3.3C	522.7 ± 76.0C
	52	12.9	681.0 ± 23.4d	668.1 ± 23.4d	104.0	295.8 ± 2.8D	191.8 ± 2.8D	859.9 ± 23.5D
无机氮 Mineral N	0	30.5	135.6 ± 23.9a	105.1 ± 23.9a	0.0	84.5 ± 5.6A	84.5 ± 5.6A	189.6 ± 27.6a
	7.8	30.5	234.8 ± 67.9b	204.3 ± 67.9b	62.4	122.1 ± 1.1B	59.7 ± 1.1B	263.9 ± 68.8a
	26	30.5	405.5 ± 78.7c	375.0 ± 78.7c	208.0	205.8 ± 3.3C	-2.2 ± 3.3C	372.8 ± 76.7b
	52	30.5	705.0 ± 19.6d	674.5 ± 19.6d	416.0	295.8 ± 2.8D	-120.2 ± 2.8D	554.2 ± 20.2c

* 氮表观平衡 = (淋溶输出 + 土壤残留) - (淋洗液输入 + 土壤本底); 无机氮 = 铵态氮 + 硝态氮; 大写字母(A、B、C、D)和小写字母(a、b、c、d)不同分别表示差异达 $p < 0.01$ 和 $p < 0.05$ 显著性水平,下同 N balance = (Outputs + After trial) - (Inputs + Background); Mineral N = NH₄⁺-N + NO₃⁻-N; Difference of the capital letter (A, B, C, D) and lower case (a, b, c, d) indicate the significant difference at $p < 0.01$ and $p < 0.05$, respectively, the same as below

随氮输入量的增加,硝态氮净输出(输出-输入)增加。这也表明淋洗液输入的铵态氮进入土壤后,转化为硝态氮被淋洗出来。随氮输入量的增加,无机氮(NO₃⁻-N + NH₄⁺-N)净输出减小,在氮输入量26mg·月⁻¹·柱⁻¹水平时,输出的无机氮与输入的无机氮基本持平(表3)。氮输入低于26mg·月⁻¹·柱⁻¹时,无机氮输出高于输入,表明土壤中的部分无机氮(或者有机氮被矿化为硝态氮)被淋溶出土壤;氮输入高于26mg·月⁻¹·柱⁻¹

时,无机氮输出低于输入,表明淋洗液输入的部分无机氮被土壤所保持。Glatzel 和 Van Breemen 等人的研究结果显示,长期的大气高氮输入,土壤氮淋溶大于大气氮沉降,反映了生态系统氮素的严重亏损和土壤的氮储存容量大幅度的降低^[32,33]。本实验结果在高氮($26\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$ 和 $52\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)条件下结果与他们结果不同。可能是他们试验氮输入没有本研究大,也可能是土壤类型不同所致。尽管在高氮条件下,土壤的氮储存容量没有因为氮输入的增加而减小,但土壤中保持了大量的硝态氮,增加了氮淋溶的潜在危险,最终仍然会造成土壤氮储存容量的下降。

总无机氮表观平衡值相当于土壤有机氮的矿化量。无氮输入时,土壤有机氮的矿化量为 $189.6\text{mg}\cdot\text{柱}^{-1}$,随氮输入量的增加,土壤的有机氮矿化量逐渐增加,低量氮输入($7.8\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)和无氮输入($0\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)处理之间差异不明显,而与中高量氮输入处理间差异明显($p < 0.05$)(表3)。相关分析表明,有机氮矿化量与氮输入量间存在线性相关关系($Y = 6.847X + 198.3, R^2 = 0.997^{**}$)。由于氮输入而增加的有机氮矿化量低氮输入($7.8\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)、中氮输入($26\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)和高氮输入($52\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)分别为 74.3 、 183.2 、 $364.6\text{mg}\cdot\text{柱}^{-1}$,显示氮输入具有促进土壤有机氮矿化的作用,且氮输入量越大,这种促进作用越强。这可能是因为氮输入的增加,促进了土壤微生物的繁殖,启动了土壤腐殖质的分解^[34]。

2.2 氮输入量对硫淋溶的影响

由图1可见,无氮输入处理时,硫酸根淋溶量最大,有氮输入时,硫酸根的淋溶量明显下降。无氮处理与有氮处理之间硫酸根淋溶量差异显著($p < 0.05$),但不同氮输入处理之间硫酸根淋溶量差异并不显著。很可能是因为大量氮进入土壤,促进了硝化作用和有机氮的矿化作用(表3),产生了较多的 H^+ ,导致土壤pH值下降(图5),使土壤可变正电荷数量增加,土壤吸附阴离子能力增强,表现出 SO_4^{2-} 吸附增强,淋溶减少。

2.3 氮输入量对淋溶液 EC 影响

土壤淋溶液的电导率(EC)反映了淋溶液中总的离子状况。图2可见,随氮输入量的增加,淋溶液的EC也迅速增加,不同氮输入量间差异达极显著水平($p < 0.01$)。表明,氮输入将加速土壤物质淋出。

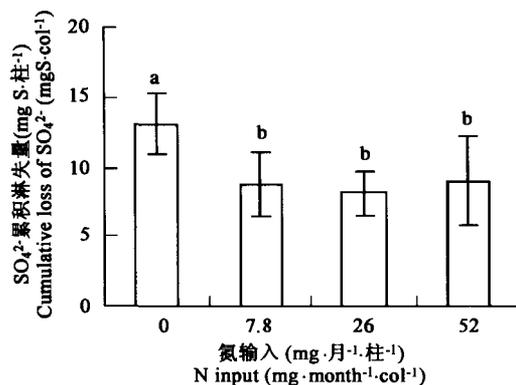


图1 氮输入量对 SO_4^{2-} -S淋溶的影响

Fig.1 Effects of N inputs on leaching losses of SO_4^{2-} from soil

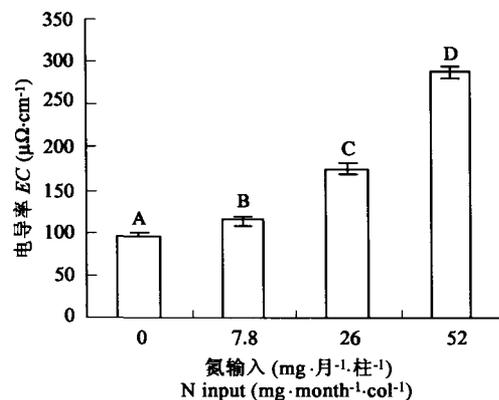


图2 氮输入量对土壤淋溶液电导率(EC)的影响

Fig.2 Effects of N inputs on EC of leachate

2.4 氮输入量对土壤盐基离子淋溶的影响

2.4.1 对盐基离子总量的影响 由图3可见,随氮输入量的增加,盐基淋溶总量也逐渐增加,各处理之间差异达极显著水平($p < 0.01$),说明氮输入加速盐基离子的淋溶。本试验淋洗柱土壤交换性盐基总量为 $50.8\text{mmol}(+)$ (表1),淋洗液累计输入的盐基总量为 $2.3\text{mmol}(+)$,两者的和为 $53.1\text{mmol}(+)$ 。各处理淋溶出的盐基总量为 $9.2 \sim 26.7\text{mmol}(+)$,从土壤淋溶出的交换盐基总量为 $6.9 \sim 24.4\text{mmol}(+)$,均低于交换性盐基总量。无氮($0\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)、低氮($7.8\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)、中氮($26\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)和高氮($52\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)处理的土壤交换态盐基净淋溶总量(淋溶出的盐基总量与淋洗液累计输入的盐基总量之差)占土壤交换性盐基总量分别为 13.6 、 18.4 、 27.7% 和 48.1% ,说明土壤的缓冲体系还处于阳离子交换缓冲范围。Ulrich 等研究认

为,土壤 pH=4.2~5.0,属于阳离子交换缓冲范围,输入的 H⁺ 离子通过离子交换途径置换出土壤颗粒上吸附的 Ca²⁺、Mg²⁺、NH⁴⁺ 等阳离子^[34]。廖柏寒、戴昭华认为土壤中存在初级和次级两个缓冲体系。初级缓冲体系指阳离子交换过程,反应较为迅速但缓冲能力小;次级缓冲体系指矿物风化,缓冲能力较大但动力学反应较慢。酸沉降 pH≥4.0 时主要是阳离子交换反应^[35]。本试验所用各层土壤 pH 值在 4.41~4.71,应该属于阳离子交换缓冲范围。所得结论与 Ulrich 和廖柏寒等一致。

2.4.2 对各盐基离子淋溶的影响 由表 4 可见,对于淋出液的盐基离子输出量,随氮输入量的增加,淋出液 Ca²⁺ 输出量显著增加,不同氮量间差异达极显著水平(p<0.01)。Mg²⁺ 的变化趋势与 Ca²⁺ 相同,不同氮沉降量间差异亦达极显著水平(p<0.01)。一价的 K⁺、Na⁺ 与二价的 Ca²⁺、Mg²⁺ 完全不同。不同氮处理淋出液 K⁺、Na⁺ 输出量没有明显的差别。

对于土柱中土壤本身交换性盐基离子净淋溶量(淋出液的盐基离子输出量与淋洗液的盐基离子输入量之差),无氮输入处理,土壤交换态 Ca²⁺ 淋溶输出量为 3.04mmol,占土壤交换态 Ca²⁺ 的 22.6%;随氮输入量的增加,交换态 Ca²⁺ 的淋失量也显著增加,其占土壤交换态 Ca²⁺ 的比例也迅速增大,最高达 82.5%,不同氮输入量间差异达极显著水平(p<0.01)。Mg²⁺ 的变化趋势与 Ca²⁺ 相同,不同氮输入量间差异也达极显著水平(p<0.01),但 Mg²⁺ 淋溶量占土壤交换态 Mg²⁺ 的比例最高仅为 16.9%,远小于 Ca²⁺ 所占比例(表 4)。一价的 K⁺、Na⁺ 与二价的 Ca²⁺、Mg²⁺ 完全不同。不同氮处理 K⁺、Na⁺ 淋溶输出量没有明显的差别。土壤交换态 K⁺ 的净淋溶输出量为负值,表明不但没有土壤交换态 K⁺ 的淋溶输出,淋洗液中的 K⁺ 还有少许被土壤固定。Na⁺ 各处理间的差别也不大,与 K⁺ 比,土壤交换态 Na⁺ 淋溶输出的比例相对较高,达到 10.8%~26.3%。

综上所述,土壤交换态离子中随淋洗液输出最多为 Ca²⁺,其次为 Na⁺,最少的是 Mg²⁺,K⁺ 几乎没有输出(表 4)。不同的盐基离子对氮输入的反应不同,二价的 Ca²⁺ 和 Mg²⁺ 对氮输入量反应敏感,一价的 K⁺ 和 Na⁺ 对氮输入量无明显的反应。研究地红壤长期处于淋溶状态,加上植物的吸收,土壤钾钠已处于较低水平(表 1)。氮输入即使对钾、钠淋溶有影响,土壤已没有钾钠可供淋洗。Hartikainen 认为外源质子(H⁺)的增加使二价盐基淋溶量大大增加,但对一价阳离子(尤其 Na⁺)的影响要小得多^[36]。本试验尽管外源质子输入相同,但随氮输入增加,土壤硝化作用和有机氮矿化作用增强,所产生的质子量随着增加,其效果与外源质子的增加应该是一样的。

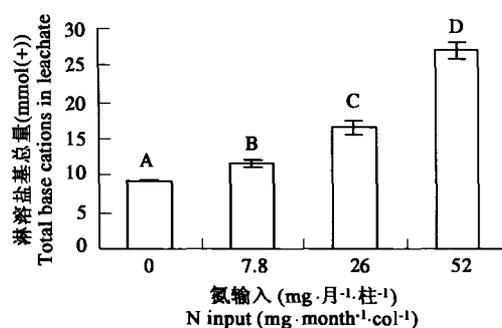


图 3 氮输入量对盐基淋溶总量的影响

Fig. 3 Effects of N inputs on total basic cations in leachate

表 4 不同氮输入量对盐基离子淋失的影响

Table 4 Effects of N inputs on leaching losses of base cations from soil

氮输入 (mg·月 ⁻¹ ·柱 ⁻¹) N input (mg·month ⁻¹ ·col ⁻¹)	淋出液盐基离子(mmol) Base cations in leachate				土柱中土壤本身交换性盐基离子净淋溶量(mmol) Leaching losses of exchange base cations of soil columns			
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
0	3.92A	0.32A	0.09a	0.64ab	3.04(22.6)A	0.25(4.9)A	-0.03(-0.2)a	0.32(15.9)ab
7.8	5.11B	0.42B	0.05a	0.54b	4.23(31.4)B	0.35(6.9)B	-0.07(-0.5)a	0.22(10.8)b
26	7.16C	0.63C	0.11a	0.67ab	6.29(46.7)C	0.56(11.1)C	-0.01(-0.1)a	0.36(17.7)ab
52	11.98D	0.93D	0.08a	0.85a	11.11(82.5)D	0.86(16.9)D	-0.04(-0.4)a	0.53(26.3)a

* 土柱交换性 Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺ 和 Na⁺ 总量分别为:13.47、5.07、11.69mmol 和 2.02mmol;淋洗液输入 Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺ 和 Na⁺ 总量分别为:0.87、0.07、0.12mmol 和 0.32mmol;括号内数值为土柱中土壤本身交换态离子淋溶输出占土壤交换态的百分比例 Exchangeable Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺ in soil are 13.47, 5.07, 11.69mmol and 2.02mmol respectively; the inputs of Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺ via leaching solutions are 0.87, 0.07, 0.12mmol and 0.32mmol respectively; the data in parentheses were the percentages of leaching losses of exchangeable cations from soil in soil exchangeable base cations

2.5 氮输入量对 H⁺ 淋溶及土壤 pH 的影响

由图 4 可见,无氮输入处理,H⁺ 淋溶输出量较低;随氮沉降量的增加,H⁺ 淋溶输出逐渐增加,土壤淋溶液

越来越酸化。说明随着氮输入量的增加,土壤内部 H⁺ 的产生增加。通常土壤中的 H⁺ 来自以下 3 个方面:①酸沉降输入;②微生物分解有机物;③NH₄⁺ 在土壤中的硝化作用。不同处理淋洗液的 pH 值均为 4.5,外源 H⁺ 输入量相同;随氮输入的增加,土壤有机氮的矿化和铵态氮的硝化作用增加,氮淋溶表观平衡也有类似结论(表 3)。故淋溶液 H⁺ 的增加应该源于 NH₄⁺ 硝化作用和有机物分解。(表 3)。由此可见,氮输入增加可造成土壤渗漏液的 H⁺ 增加,进而导致相邻水体的酸化,影响到水生生态系统稳定。

由图 5 可见,随氮输入量的增加,土壤 pH(KCl)和 pH(H₂O)均逐渐下降。不同氮输入量之间表层土壤 pH(KCl)差异极显著($p < 0.01$);52mgN·月⁻¹·柱⁻¹处理中下层土壤 pH(KCl)明显低于 0、7.8 月⁻¹·柱⁻¹和 26mg·月⁻¹·柱⁻¹处理($p < 0.05$),而三者之间无明显差异(图 5)。不同氮输入量之间表层土壤 pH(H₂O)差异极显著($p < 0.01$);中下层土壤 pH(H₂O),0mg·月⁻¹·柱⁻¹和 7.8mg·月⁻¹·柱⁻¹处理间差异不显著,两者与 26mg·月⁻¹·柱⁻¹和 52mg·月⁻¹·柱⁻¹处理差异显著($p < 0.05$)。这可能是因为表层土壤微生物较多,硝化作用往往在土壤表层发生,输入的氮越多,硝化作用产生的 H⁺ 越多,H⁺ 与土壤胶体表面吸附的盐基离子发生离子交换反应,H⁺ 被吸附在土壤表层,而交换下来的钙镁等离子随淋溶液向下移动,当表层 H⁺ 聚集较多时,H⁺ 淋溶进入中下层土壤,而导致中下层土壤酸化。可见,表层土壤由氮输入引起的酸化较中下层明显,随氮输入量进一步增加,也会导致中下层土壤酸化。

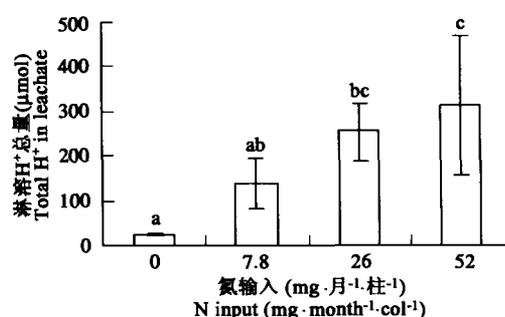


图 4 氮输入对 H⁺ 淋溶的影响

Fig.4 Effects of N inputs on leaching losses of H⁺ from soil

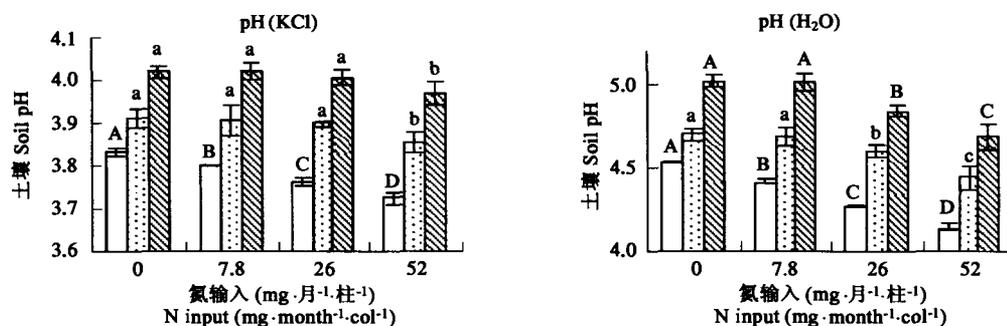


图 5 氮输入量对土壤 pH 的影响

Fig.5 Effects of N inputs on soil pH

3 讨论

3.1 大气氮沉降对红壤酸化作用

长期野外观测表明大气沉降对土壤酸化的贡献明显,100a 间大气沉降导致林地、草地土壤 pH 从 7 下降到 4,并导致铝和重金属离子活性增加^[37,38]。本研究结果证实过量氮输入能导致土壤酸化,特别是表层土壤酸化(图 5)。因此,大气氮沉降可能对中国南方林地红壤酸化具有一定的贡献。有必要通过野外试验来验证室内所获得的结论。大气氮沉降对土壤酸化相对贡献率也有进一步研究必要。其对控制红壤酸化,制定退化林地红壤恢复措施具有意义。

大气沉降对土壤酸化机理已经有许多报道^[3,13,14]。以往总认为,酸性红壤硝化作用很弱^[39]。本研究证实,阔叶林红壤硝化能力很强(表 3),可能是部分硝化细菌已经适应了强酸环境^[30]。大气还原态氮沉降对土壤酸化的影响可能比以氧化态氮沉降更强烈。目前,中国大气氮沉降主要是还原氮(NH₄⁺、NH₃)^[5]。鉴于大气还原氮(NH₄⁺、NH₃)主要来自农田化肥的氨挥发,部分地区来自畜牧业。目前我国的氮肥利用率在 30% ~

35%,与发达国家相比还有很大差距。因此应加强化学氮肥合理使用,提高氮肥利用率,这不但关系到农业回报,而且也关系到区域生态系统稳定性。

3.2 大气氮沉降与森林土壤氮库

森林土壤是森林生态系统最大的氮库,通常超过生态系统总氮量的85%^[40]。根据Goulding等研究,大气沉降的氮10%被淋溶,12%被反硝化,53%被植物吸收,30%与有机质结合被固定^[41]。本试验结果,在高氮输入下,氮淋溶输出的量低于氮的输入量(表3)。因此,大气氮沉降将进一步增加土壤氮含量。土壤中储存了大量的无机氮(主要是硝态氮),必然导致林地土壤氮饱和(特别是速效无机氮的饱和),将严重影响森林生态系统稳定性。例如,氮饱和将严重影响生物多样性,使固氮物种消失^[41]。大气沉降将影响温室气体发射,大气沉降向林地输入 $50\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,导致甲烷氧化率减少30%^[41]。

Aber等认为长期的氮沉降将会导致温带森林土壤氮素矿化速度稳步增加^[42],瑞典、丹麦和英国针叶林的结果,增加氮输入时,氮矿化马上从 $12\sim 18\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到 $47\sim 53\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,而在荷兰通过建顶棚减少氮输入时,氮矿化随即从 $40\sim 46\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 减少到 $4\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[17]。本试验结果也表明氮输入增加促进了土壤有机氮的矿化(表3),将使本来就比较低的森林红壤有机氮库总量进一步下降。

尽管在较高氮输入($26.52\text{mg}\cdot\text{月}^{-1}\cdot\text{柱}^{-1}$)条件下,土壤的氮储存容量没有因为氮输入的增加而减小(表3),但土壤中保持了大量的硝态氮,增加了氮淋溶的潜在危险,最终会造成土壤氮储存容量的下降和相邻水体富营养化的潜在威胁。

4 结论

大土柱室内模拟淋溶实验研究证实,氮沉降加剧阔叶林红壤 NO_3^- 、 H^+ 和盐基离子淋溶。不同的盐基离子对氮输入的反应不同, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 淋溶量随氮沉降量的增加而增加, Na^+ 和 K^+ 则无明显影响。氮输入可减少硫酸根离子的淋溶损失。随氮沉降量增加,土壤有机氮的矿化逐渐增强。氮输入导致土壤酸化,特别是表层土壤酸化。因此,大气氮沉降对南方林地土壤质量影响和氮饱和值得关注。本结论通过室内模拟条件下获得,土壤物理特性与自然条件存在差别,此外没有考虑到植物对氮吸收以及田间温度等气候条件变化的影响,应在田间进行进一步的验证。

References:

- [1] Holland E A, Dentener F J, Braswell B H, *et al.* Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 7 ~ 43.
- [2] Pearson J, Stewart G R. The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytologist*, 1993, 125: 283 ~ 305.
- [3] Sutton M A, Pitcairn C E R, Fowler D. The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. In: Begon M and Fitter A H eds. *Advances in Ecological Research*. Vol.24. London: Academic Press, 1993. 301 ~ 410.
- [4] Ma X H. Effects of rainfall on the nutrient cycling in man-made forests of *Cunninghamia lanceolata* and *Pinus massoniana*. *Acta Ecologica Sinica*, 1989, 9 (1): 15 ~ 20.
- [5] Hu Zh Y, Xu Ch K, Zhou L N, *et al.* Contribution of various atmospheric nitrogen compounds to nitrogen deposition at a broad-leaved forest in southern China. *Pedosphere* (accepted), 2006.
- [6] Grennfelt P, Hulberg H. Effect of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. *Water, Air & Soil Pollut.*, 1986, 30: 945 ~ 963.
- [7] Schindler D W, Barley S E. The biosphere as an increasing sink for atmospheric carbon: estimates from increasing nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7: 717 ~ 734.
- [8] Howarth R W, Billen G, Swaney D, *et al.* Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages of the north atlantic ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 75 ~ 140.
- [9] 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.
- [10] 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.
- [11] Rennenberg H, Kreutzer K, Papen H, *et al.* Consequences of high loads of nitrogen for spruce (*Picea abies* L) and beech (*Fagus sylvatica* L) forest. *New Phytologist*, 1998, 139: 71 ~ 86.

- [12] Geßler A, Rennenberg H. Atmospheric ammonia: mechanisms of uptake and impacts on n metabolism of plants. In: Dekok L J and Stulen I eds. Responses of plant metabolism to air pollution and global change. Leiden: Backhuys Publishers, Netherlands, 1998. 81 ~ 94.
- [13] Bergkvist B, Folkesson L. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water, Air & Soil Pollut.*, 1992, 65 : 111 ~ 133.
- [14] Fernandez I J, Rustad L E. Soil response to S and N treatments in a northern New England low elevation coniferous forest. *Water, Air & Soil Pollut.*, 1990, 52: 23 ~ 39.
- [15] Aber J D, McDowell W, Nadelhoffer K J, *et al.* Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited. *Bioscience*, 1998, 48: 921 ~ 934.
- [16] Aber J D, Magill A, McNulty S G, *et al.* Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air & Soil Pollut.*, 1995, 85: 1665 ~ 1670.
- [17] 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 ~ 55.
- [18] Emmett B A, Boxman A W, Bredemeier M, *et al.* Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1998, 1: 352 ~ 360.
- [19] Aber J D, Magill A H, Boone R, *et al.* Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harvard forest, Massachusetts. *Ecological Applications*, 1993, 3: 156 ~ 166.
- [20] Zhang W R. Ecological management of forest soil. Beijing: Chinese Science and Technology Press, 1994. 119 ~ 128.
- [21] Liao B H, Jiang Q. Aluminum release and mobilization in five forest soils in southern China affected by simulated acid deposition. *J. of Hu'nan Agricultural University(Natural science)*, 2000, 26(5): 347 ~ 351.
- [22] Liao B H, Jiang Q. Adsorption of SO_4^{2-} and NO_3^- in two forest soils in southern China affected by simulated acid deposition. *J. of Hu'nan Agricultural University(Natural science)*, 2000, 26(3): 200 ~ 204.
- [23] Qiu R L, Yang P. Study of sensitivity of soil to acid deposition in south China V. Weathering characteristics of soil minerals under simulated acid rain. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 1998, 37(4): 89 ~ 93.
- [24] Zhu X F. Study on the soil characteristics of fir forest at Mt. Emei by using simulated acid rain. *Environmental Chemistry*, 1998, 17(3): 280 ~ 285.
- [25] Yu Y C, Ding A F. Effects of simulated acid rain on dissolution and transformation of aluminum in acid soils of south China. *Soil and Environmental Sciences*, 2001, 10(2): 87 ~ 90.
- [26] Cen H X, Wang S G, Qiu R L, *et al.* Effect of simulating acid rain on cation release of some soils. *Environmental Pollution and Prevention*, 2001, 23(1): 13 ~ 26.
- [27] Lu R K. Soil and Agriculture chemistry analysis methods. Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [28] Wen Q X, Cheng L L, Chen B Y. Fixed ammonium in soils of China. *Acta Pedologica Sinica*, 2000, 37(2): 145 ~ 156.
- [29] Li Z A, Weng H, Yu Z Y. The impact of human activities on the soil nitrogen mineralization in artificial forests. *Chinese Bulletin of Botany*, 1995, 12: 142 ~ 148.
- [30] Biederbeck V O. Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. *Can. J. Soil Sci.*, 1996, 76(1): 7 ~ 14.
- [31] Fu J C, Woodard H J, Hossner L R. Nitrification in high chloride zones near fertilizer brads in a calcareous soil. *J. of Plant Nutr.*, 1994, 17(4): 607 ~ 629.
- [32] Glatzel G. The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant and Soil*, 1990, 128: 67 ~ 74.
- [33] Van Breemen N, Van Dijk H F G. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ. Pollut.*, 1988, 54: 249 ~ 274.
- [34] Ulrich B, Pankrath J. Effects of accumulation air pollutants in forest ecosystem. Dordrecht: Reided Publishing Company, 1983. 1 ~ 30, 331 ~ 342.
- [35] Liao B H, Dai Z H. Soil buffering capacity to acid precipitation and weathering characteristics of soil minerals. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1991, 11(4): 425 ~ 431.
- [36] Hartikainen H. Soil response to acid percolation. *J. of Environ. Qual.*, 1996, 25(4): 638 ~ 645.
- [37] Johnston A E, Goulding K W T, Poulton P R. Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamsted. *Soil Use and Management*, 1986, 2: 3 ~ 10.
- [38] Blake L, Goulding K W T. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK. *Plant and Soil*, 2002, 240(2): 235 ~ 251.
- [39] Zhu Zh L, Wen Q X. Nitrogen in Soils of China. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishinghouse, China, 1992. 94 ~ 97.
- [40] Cole D W, Rapp M. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle D E eds. Dynamic properties of forest ecosystems. London: Cambridge University

Press, 1981. 341 ~ 409.

- [41] Goulding K W T, Bailey N J, Bradbury N J, *et al.* Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. *New Phytologist*, 1998, 139: 49 ~ 58.
- [42] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, *et al.* Nitrogen saturation in northern forest ecosystems—hypotheses and implications. *Bioscience*, 1989, 39: 378 ~ 386.

参考文献:

- [4] 马雪华. 在杉木林和马尾松林中雨水的养分淋溶作用. *生态学报*, 1989, 9(1): 15 ~ 20.
- [10] 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(9): 1891 ~ 1900.
- [20] 张万儒主编. 森林土壤生态管理. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 119 ~ 128
- [21] 廖柏寒, 蒋青. 模拟酸沉降条件下南方森林土壤铝的释放与活化研究. *湖南农业大学学报(自然科学版)*, 2000, 26(5): 347 ~ 351.
- [22] 廖柏寒, 蒋青. 模拟酸沉降下南方两种森林土壤对 SO_4^{2-} 及 NO_3^- 的吸附. *湖南农业大学学报(自然科学版)*, 2000, 26(3): 200 ~ 204.
- [23] 仇荣亮, 杨平. 南方土壤酸沉降敏感性研究 V. 模拟酸雨条件下土壤矿物风化特征. *中山大学学报(自然科学版)*, 1998, 37(4): 89 ~ 93.
- [24] 朱晓帆. 模拟酸雨对峨眉山冷杉林土壤特性的研究. *环境化学*, 1998, 17(3): 280 ~ 285.
- [25] 俞元春, 丁爱芳. 模拟酸雨对酸性土壤铝溶出及其形态转化的影响. *土壤与环境*, 2001, 10(2): 87 ~ 90.
- [26] 岑慧贤, 王树功, 仇荣亮, 等. 模拟酸雨对土壤盐基离子的淋溶释放影响. *环境污染与防治*, 2001, 23(1): 13 ~ 26.
- [27] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [28] 文启孝, 程励励, 陈碧云. 我国土壤中的固定态铵. *土壤学报*, 2000, 37(2): 145 ~ 156.
- [29] 李志安, 翁轰, 余作岳. 人工林对土壤氮矿化的影响. *植物学通报*, 1995, 12: 142 ~ 148.
- [35] 廖柏寒, 戴昭华. 土壤对酸沉降的缓冲能力与土壤矿物的风化特征. *环境科学学报*, 1991, 11(4): 425 ~ 431.
- [39] 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 94 ~ 97.