

模拟氮沉降对高硫沉降地区森林土壤酸化的贡献

林岩¹, 段雷^{1*}, 杨永森¹, 赵大为², 张冬保², 郝吉明¹

(1. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 重庆市环境科学研究院, 重庆 400020)

摘要:以重庆铁山坪马尾松林下典型的酸化土壤为研究对象,按照 40 kg·(hm²·a)⁻¹ 的 N 剂量分别喷洒 NH₄NO₃ 和 NaNO₃ 以模拟氮沉降翻倍的情景,对其影响下的土壤溶液 pH 值和主要阴阳离子浓度进行了为期 1 a 的野外观测.结果表明,与未经处理的对照相比,喷洒 NH₄NO₃ 的土壤溶液的 pH 值有所下降,而 NaNO₃ 则导致 pH 值略有上升.同时,喷洒 NH₄NO₃ 和 NaNO₃ 均导致盐基阳离子(Ca²⁺ 和 Mg²⁺)和 Al³⁺ 浓度的明显上升,其中 Al³⁺ 与盐基阳离子(Ca²⁺、Mg²⁺ 和 K⁺ 之和)的摩尔比值由对照的 0.5 左右升高到接近甚至超过 1.0.盐基阳离子的加速淋溶和有毒 Al³⁺ 的活化,表明氮沉降已加剧了土壤酸化.此外,氮输入的增加还引起了 NO₃⁻ 淋溶的大幅增加,土壤出现氮饱和现象.相对而言,NH₄⁺ 的酸化和富营养化效应均强于同当量的 NO₃⁻,表明中国氮沉降控制不应忽视 NH₃ 的排放削减.

关键词:酸化;土壤;酸沉降;氮

中图分类号:X131.3 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2007)03-0640-07

Contribution of Simulated Nitrogen Deposition to Forest Soil Acidification in Area with High Sulfur Deposition

LIN Yan¹, DUAN Lei¹, YANG Yong-sen¹, ZHAO Da-wei², ZHANG Dong-bao², HAO Ji-ming¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Chongqing Institute of Environmental Science, Chongqing 400020, China)

Abstract: The impacts of nitrogen deposition on a typical acidified soil under a masson pine (*Pinus massoniana*) forest at Tieshanping, Chongqing in Southwest China was studied through field experiments. The changes of soil water chemistry in different layers within one year after the spray of NH₄NO₃ and NaNO₃ solution respectively [with the same nitrogen dose of 40 kg·(hm²·a)⁻¹] indicated that although the pH value decreased a little (treated by NH₄NO₃) or even increased somewhat (treated by NaNO₃), the concentration of base cations, i. e. Ca²⁺ and Mg²⁺, and Al³⁺ increased remarkably, with the Al³⁺ to base cation (sum of Ca²⁺, Mg²⁺ and K⁺) molar ratio increased from 0.5 of the reference to around or even higher than 1.0, which means Al³⁺ might do harm to the vegetation. The enhanced leaching of base cations and activation of toxic Al³⁺ both indicated the deterioration of soil acidification. In addition, the nitrogen saturation occurred with the increasing NO₃⁻ leaching. Since it was detected that NH₄⁺ had more effect on soil acidification and eutrophication than NO₃⁻ with the same equivalence, ammonia (NH₃) emission abatement should be possibly preferred to nitrogen oxides (NO_x) for nitrogen deposition control in China.

Key words: acidification; soil; acid deposition; nitrogen

近年来,随着氮氧化物(NO_x)排放的快速增长和对二氧化硫(SO₂)排放控制的逐渐加强,我国的氮沉降问题日益突出.据初步估计,NO_x排放量已由 1990 年的 900 万 t 增加到 20 世纪末的 1 100 万 t,而且 21 世纪初这种高速增长的趋势还将继续下去^[1].与此同时,我国氨(NH₃)的排放也在逐年增加^[2].尽管大气中的 NH₃ 能够中和降水的酸度,但形成的 NH₄⁺ 在沉降到土壤中后被吸收或硝化,将产生更多的 H⁺^[3].因此 NH₃ 的排放同 NO_x 一样,加重了我国十分严重的酸沉降污染,并可能带来其它的环境问题,如森林生态系统的氮饱和^[4,5]和生物多样性的改变等^[6].事实上,氮沉降的问题同样在世界范围内引起广泛关注,国外已开展了许多关于氮沉降对森林生态系统结构和功能影响的研究,其中最著名的是

欧洲的氮饱和实验(nitrogen saturation experiments, NITREX)和欧洲森林生态系统控制实验(experimental manipulation of forest ecosystems in Europe, EXMAN)项目,已在多个国家开展的一系列生态系统尺度的控制实验^[7~9],但它们主要针对的是温带森林,有关的结论是否同样适用于亚热带和热带地区尚待检验.例如,针对中国重庆和湖南亚热带马尾松林的观测结果表明,具有不同的氮饱和特点^[10].国内也有少量针对热带森林生态系统的研究^[11,12],结果表明外加氮输入会增加土壤溶液的氮淋溶.尽管这些前期

收稿日期:2006-03-16; 修订日期:2006-06-20

基金项目:国家重点基础研究发展规划(973)项目(2005CB422206);新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-04-0067)

作者简介:林岩(1982~),男,硕士研究生,主要研究方向为大气污染控制, E-mail: linyan00@mails. tsinghua. edu. cn

* 通讯联系人, E-mail: lduan@tsinghua. edu. cn

研究指出了氮沉降的增加使土壤进一步酸化的可能性,但它们只重点测定了土壤溶液中的氮含量,并未对土壤溶液的其它成分,特别是盐基阳离子和 Al^{3+} 浓度进行分析,后者是土壤酸化的最重要的指标.

本研究选择我国典型的酸化森林土壤,喷洒 NaNO_3 和 NH_4NO_3 以模拟氮沉降,研究不同的氮沉降形态,即 NH_4^+ 和 NO_3^- 对土壤化学和森林植被的影响.本研究仅给出处理1 a内土壤溶液化学组成的响应,因为 NITREX 项目第 1 阶段的实验结果表明,径流输出和淋溶液中氮的含量是生态系统对氮沉降改变最快的响应,而植被和土壤的变化一般只有在几年后才能观察到^[9].

1 实验样区与方法

1.1 实验地点

在我国酸沉降污染较严重的重庆市的 1 个小集水区进行野外实验.该点($106^{\circ}41.24'\text{E}$, $29^{\circ}37.42'\text{N}$)位于城市东北部的铁山坪林场内,距市中心大约 25 km,海拔约 450 m,年均温度 18°C ,年均降水量 1 100 mm,植被为马尾松林(树龄 40 a 左右),土壤为山地黄壤.近几年的观测表明^[13],该地区降水平均 pH 值 4.0 ~ 4.2,硫沉降量高达 $16\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$.

1.2 样区设置

在同一片马尾松林内设立 9 块 $10\text{ m}\times 10\text{ m}$ 的样区,研究喷洒 NaNO_3 和 NH_4NO_3 对土壤和植被的影响.各样区土壤的 pH 值范围在 3.6 ~ 4.2 之间,从 pH 值、盐基交换容量和总氮量上看,各样区的土壤并无明显差异^[14].每块样区内布设 1 个平板式和 3 个陶杯式土壤水采样器.平板式土壤水采样器布于腐殖质层(记为 0 层)下,3 个陶杯式土壤水采样器分别布于矿质土层中 10、20、30 cm 深度(分别记为 1 层、2 层和 3 层,土层 40 cm 以下为风化岩石)中,布设方法参见文献^[14].

1.3 实验方法

如图 1 所示,9 块样区分别进行 3 种不同的处理,每种处理设 3 个重复.其中,编号为 1、3 和 5 的样区喷洒 NH_4NO_3 溶液,编号为 2、4 和 6 的样区喷洒 NaNO_3 溶液.喷洒量按当地 2003 年的氮沉降量 $40\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 计算^[13],平均到每月,则相应样区 NH_4NO_3 和 NaNO_3 的投加量分别为 100 g 和 200 g.从 2005-01 起每月月初将每个样区所需的药剂溶解在 5 L 水中(相当于全年仅增加 0.6 mm 的降水量,水量改变的影响可忽略不计),以背式喷雾器均匀喷洒

在林地当中.对照样区(记为 Ref)不进行任何处理.

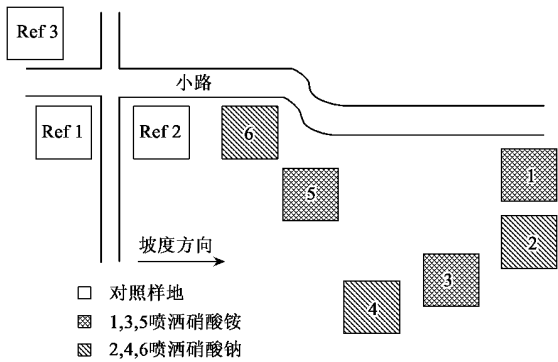


图 1 样区分布示意

Fig.1 Schematic presentation of sampling plots

土壤溶液的采样和分析从 2005-01 开始,每 4 周采样 1 次,分别测定其 pH 值(利用 pH 计)和各主要阴阳离子浓度(采用离子色谱法).此外,无机单体铝 Al^{3+} (指 Al^{3+} 及与 OH^- 、 F^- 、 SO_4^{2-} 和 H_4SiO_4 等形成的各种非聚合态的络合物^[15])的浓度采用分光光度法测定^[16],然后利用 Alchemi 软件计算 Al^{3+} 浓度^[17].

2 结果与讨论

截至 2006-01,已进行了 1 a 的观测.对比不同处理下土壤溶液浓度的变化,可以初步分析氮沉降对土壤酸化和氮循环过程的影响.不同处理样区土壤溶液的年均 pH 值和各主要阴阳离子的浓度如表 1 所示.考虑到某些参数的变化要到下半年才显现,因此还计算了部分指标的下半年平均值,结果如表 2 所示.

2.1 土壤溶液 pH 值变化

图 2 给出了不同处理下土壤溶液 pH 值的月变化(重复样区取平均值,误差线表示标准差,下同).由图 2 可见,相对于对照样区(Ref),喷洒 NH_4NO_3 的样区内各矿质层土壤溶液的 pH 值下降较明显,而喷洒 NaNO_3 的样区 pH 值有略微升高的趋势.相对而言,上层差异较明显,表明氮沉降先对上层土壤起作用,然后逐渐在下层产生效果.初始阶段 NaNO_3 和 NH_4NO_3 处理样区的土壤溶液 pH 值均高于对照,原因是喷洒的硝酸盐溶液 pH 值较高.如表 1 所示, NaNO_3 和 NH_4NO_3 处理样区的土壤表层(0 层)溶液 pH 值显著高于对照样区.尽管受此影响,处理样区 1 层的年均 pH 值也显著高于对照,但在大多数月份中,特别是在后半年(见表 2 和图 2),喷洒 NH_4NO_3 的样区土壤溶液 pH 值略低于对照(不足 0.10),而 NaNO_3 样区则显著高于对照(0.10 ~ 0.20).喷洒

表 1 2005 年土壤溶液 pH 值和各主要离子浓度的年均值¹⁾

Table 1 Annual average pH and ion concentration of soil water under each treatment in 2005

土壤层	处理	pH	离子浓度/ $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$									
			Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Na^{+}	NH_4^{+}	Al^{3+}	SO_4^{2-}	NO_3^{-}	Cl^{-}	F^{-}
0	NH_4NO_3	4.97 a	1 275 a	342.7	292.1	109.6 a	1 033 a	112.1	1 664	1 211 ab	148.9	37.60
		(1.10)	(1 223)	(268.5)	(218.7)	(155.2)	(1 034)	(234.8)	(1 813)	(1 192)	(130.0)	(38.02)
	NaNO_3	5.49 a	2 055 b	499.9	387.8	1 995 b	588.0 b	94.98	2 027	2 249 a	202.1	45.80
		(1.15)	(1 845)	(455.6)	(313.4)	(1 552)	(663.1)	(234.1)	(2 124)	(3 733)	(186.1)	(48.11)
	Ref	4.12 b	1 332 ab	349.6	355.8	58.72 a	483.9 b	159.1	2 381	264.0 b	176.4	52.26
		(0.96)	(1 542)	(369.1)	(275.8)	(27.75)	(450.4)	(210.6)	(2 909)	(152.3)	(103.7)	(52.27)
1	NH_4NO_3	3.60 ab	888.2 a	286.2 a	137.4 a	55.59 a	67.15 a	1 001	1 129a	1 858 a	166.2	34.79
		(0.27)	(372.3)	(106.1)	(61.2)	(47.53)	(80.70)	(391)	(695)	(1 017)	(213.6)	(11.79)
	NaNO_3	3.69 a	673.9 b	236.9 b	92.79 b	845.0 b	41.96 b	943.0	1 598b	1 417 a	136.9	33.84
		(0.26)	(246.2)	(88.5)	(43.69)	(644.1)	(52.73)	(530.6)	(827)	(855)	(100.0)	(12.94)
	Ref	3.50 b	840.2 a	297.1 a	157.7 a	33.35 c	18.17 c	861.5	1 927b	747.3 b	134.1	35.58
		(0.15)	(356.0)	(117.7)	(48.3)	(35.03)	(16.68)	(442.6)	(1 277)	(348.6)	(66.8)	(13.50)
2	NH_4NO_3	3.72 a	734.1 a	244.0 a	79.85 a	48.78 a	11.29 a	980.7	953.8 a	1 753 a	101.2	29.76 a
		(0.24)	(279.4)	(67.4)	(37.32)	(40.84)	(11.14)	(396.0)	(321.7)	(993)	(41.1)	(12.10)
	NaNO_3	3.86 b	527.4 b	185.2 b	109.7 b	555.0 b	28.62 b	774.8	1 263b	1 001 b	127.1	26.70 a
		(0.21)	(190.7)	(86.6)	(91.9)	(515.6)	(37.87)	(320.1)	(544)	(551)	(98.2)	(12.17)
	Ref	3.76 c	957.2 c	340.7 c	96.37 b	32.14 c	8.65 a	691.0	1 981c	1 252 b	138.8	40.97 b
		(0.18)	(329.9)	(126.9)	(33.35)	(18.02)	(15.60)	(485.4)	(673)	(729)	(54.1)	(15.49)
3	NH_4NO_3	3.78a	572.2 a	230.5 a	34.99 a	52.90 a	12.96	1 195 a	970.4 a	1 722 a	123.3	29.08
		(0.21)	(267.5)	(105.6)	(31.75)	(47.50)	(27.49)	(536)	(321.7)	(1 141)	(98.6)	(14.30)
	NaNO_3	3.85 b	527.1 a	172.2 b	40.83 a	617.8 b	15.88	892.7 b	1 249 b	1 155 b	175.5	28.66
		(0.21)	(165.6)	(69.81)	(24.26)	(28.9)	(26.03)	(273.2)	(377)	(632)	(216.3)	(7.11)
	Ref	3.75 a	707.6 b	261.2 a	97.36 b	24.86 c	5.45	723.0 ab	1 614c	913.7 c	135.4	32.03
		(0.15)	(197.7)	(59.3)	(33.94)	(10.24)	(4.63)	(174.5)	(417)	(229.8)	(40.4)	(7.32)

1) 括号内数字为标准差(样本数 $n = 36 \sim 39$),不同处理下土壤溶液化学组成年均值的差异进行配对样本 T 检验,均值后标不同字母表示差异显著($p < 0.05$)

表 2 2005 年下半年土壤溶液 pH 值和各主要离子浓度的平均值¹⁾

Table 2 Average pH and ion concentration of soil water under each treatment in the second half of 2005

土壤层	处理	pH	离子浓度/ $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$				
			Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	SO_4^{2-}	NO_3^{-}
1	NH_4NO_3	3.46 a	782.3 a	255.3 a	1 059 a	823.1 a	2 297 a
		(0.19)	(293.5)	(71.1)	(155)	(266.3)	(1 068)
	NaNO_3	3.67 b	549.3 b	205.6 b	733.3 b	1 178 b	1 680 b
		(0.30)	(177.0)	(69.2)	(181.0)	(357)	(1027)
	Ref	3.46 a	655.5 ab	258.8 a	512.6 c	1 166 b	838.5 c
		(0.16)	(184.9)	(76.0)	(196.6)	(550)	(440.1)
2	NH_4NO_3	3.58 a	861.0 a	264.1 a	1 315 a	928.1 a	2 381 a
		(0.16)	(272.7)	(62.1)	(104)	(319.2)	(852)
	NaNO_3	3.80 b	446.1 b	152.3 b	1 074 b	1 078 a	1 208 b
		(0.23)	(140.7)	(44.6)	(209)	(282)	(612)
	Ref	3.66 a	999.3 a	368.1 c	904.0 c	1 831 b	1 607 b
		(0.11)	(431.0)	(159.1)	(57.3)	(813)	(806)
3	NH_4NO_3	3.64 a	733.0 a	299.0 a	1 491 a	1 078 a	2 563 a
		(0.11)	(273.0)	(97.4)	(263)	(480)	(917)
	NaNO_3	3.73 b	508.4 b	164.3 b	1 018 b	1 302 b	1 454 b
		(0.16)	(157.1)	(55.7)	(126)	(391)	(661)
	Ref	3.66 ab	715.4 a	260.1 a	922.2 b	1 524 c	1 030 c
		(0.09)	(184.2)	(52.8)	(115.4)	(359)	(240)

1) 括号内数字为标准差(样本数 $n = 18 \sim 20$),不同处理下土壤溶液化学组成年均值的差异进行配对样本 T 检验,均值后标不同字母表示差异显著($p < 0.05$)

NH_4NO_3 导致土壤 pH 值降低的原因是 NH_4^+ 在土壤中被植物吸收或发生硝化反应, 从而产生一定量的 H^+ [3], 而 NO_3^- 被植物吸收(产生 OH^- [3])则可能导

致喷洒 NaNO_3 的土壤升高. 但是, 由于时间还较短, 上述作用导致的各月结果的差别还不明显, 单因子方差分析结果也不显著.

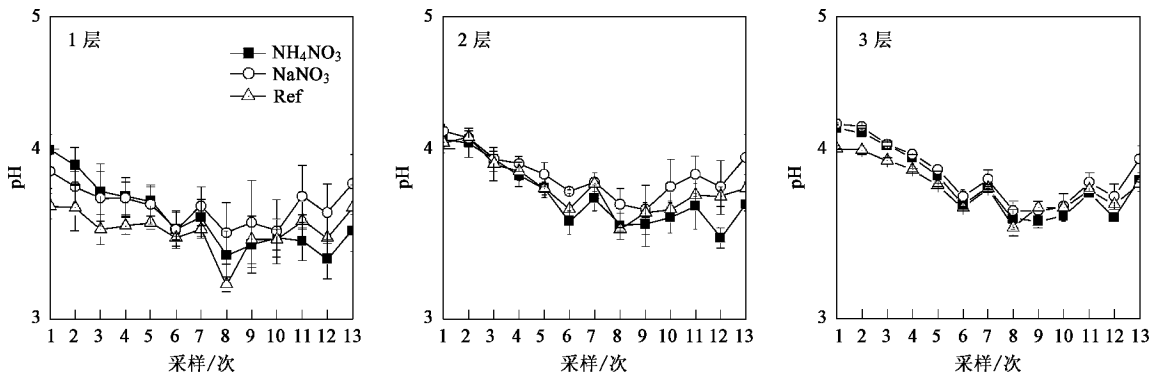


图 2 2005 年土壤溶液 pH 值的月变化
Fig.2 Monthly variation of pH value of soil water in 2005

2.2 土壤溶液氮素淋溶

图 3 给出了不同处理下的土壤溶液中 NH_4^+ 浓度的月变化. 从表 1 和图 3 可以看出, 除了在土壤上层(1 层), 喷洒 NH_4NO_3 样区的 NH_4^+ 浓度明显高于

喷洒 NaNO_3 的样区与对照样区之外, 其它各层的差异不明显. 总体上, 由于 NH_4^+ 容易被硝化或吸附在土壤颗粒表面, 即使在加 NH_4^+ 的样区, 其下层土壤的 NH_4^+ 浓度也很低(低于 $20\ \mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$).

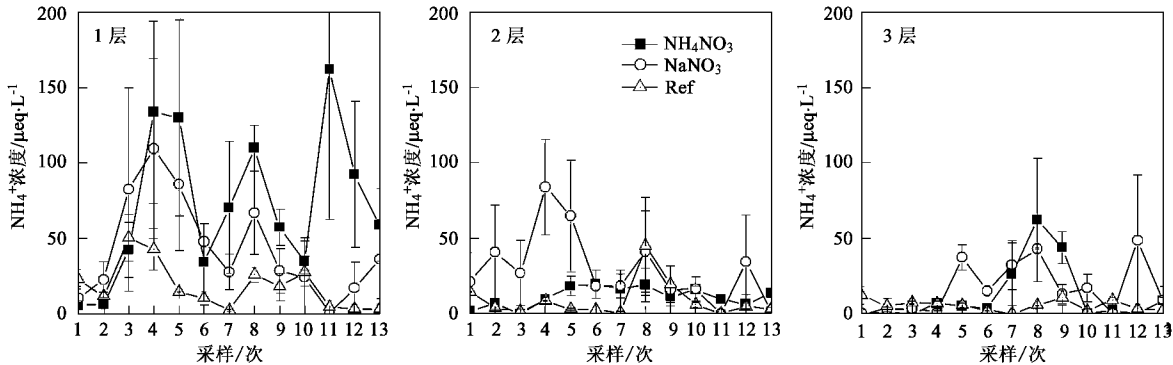


图 3 2005 年土壤溶液中 NH_4^+ 浓度的月变化
Fig.3 Monthly variation of NH_4^+ concentration in soil water in 2005

图 4 则给出了不同处理下土壤溶液 NO_3^- 浓度的月变化. 从表 2 和图 4 可以看出, 在喷洒 NH_4NO_3 和 NaNO_3 的样区, 土壤中的 NO_3^- 浓度均有明显提高. 从 1 层结果看, 喷洒 NH_4NO_3 样区的 NO_3^- 浓度高于 NaNO_3 样区, 表明在土壤上层(1 层), NH_4^+ 已基本完全硝化生成 NO_3^- . 从土壤下层(2 层和 3 层)看, 喷洒 NH_4NO_3 的样区 NO_3^- 浓度呈快速增加趋势, 而 NO_3^- 的大量淋失表明氮输入的增加已经超过了生态系统的吸纳能力, 从而导致所谓的氮饱和. 喷洒 NaNO_3 样区的 NO_3^- 浓度也在缓慢增加, 特别是在下

半年. 这说明, 与 NO_3^- 沉降相比, NH_4^+ 沉降更易加剧土壤的氮淋溶. 这与文献[18]的结果不一致, 因为该研究发现, 喷洒 NH_4NO_3 的云杉样区对氮的滞留量更大. 由于目前类似的研究还很少, 其原因有待进一步研究.

由于 NH_4^+ 浓度较低, 无机氮(NH_4^+ 与 NO_3^- 之和)的变化基本与 NO_3^- 相同. 由于各样区喷洒的硝酸盐是按照总氮量相等(均等于现状氮沉降量, 即总氮输入约是对照的 2 倍)原则进行喷洒的, 理论上 NaNO_3 样区与 NH_4NO_3 样区中的无机氮浓度应该相

当,并且是对照的 2 倍,但是结果显示喷洒 NaNO_3 的样区无机氮偏低,仅略高于对照,表明至少在短期

内,生态系统对 NO_3^- 的滞留作用仍较强.

2.3 土壤溶液盐基离子淋溶

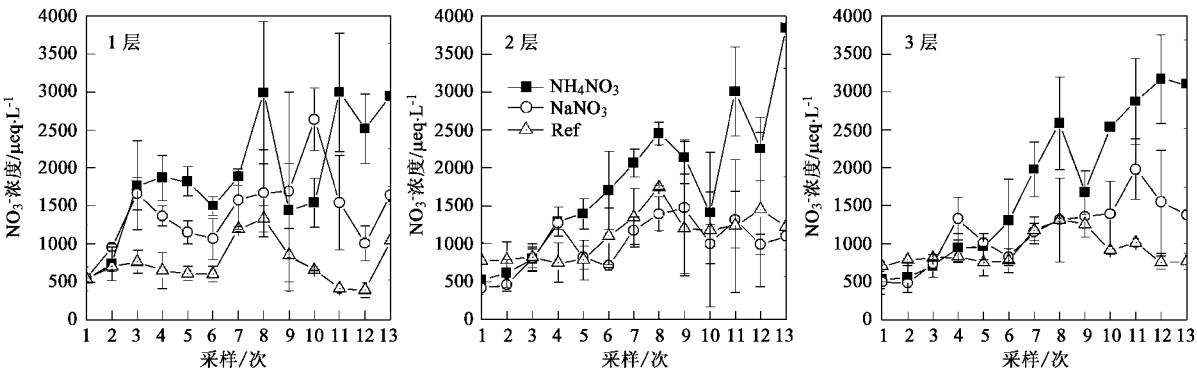


图 4 2005 年土壤溶液中 NO_3^- 浓度的月变化

Fig.4 Monthly variation of NO_3^- concentration in soil water in 2005

图 5 给出了不同处理下矿质层土壤溶液中 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 浓度之和的月变化情况.由图 5 可以看出,与对照样区和喷洒 NaNO_3 样区(两者差异不显著)相比,喷洒 NH_4NO_3 样区的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 浓度相对较高,且差异显著,特别是在后半年(见表 2,与表

1 所示的全年平均值可能不一致).除了 NH_4^+ 与 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 的离子交换作用是 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的浓度增加的原因之外,阴离子浓度升高(如表 2 所示,尽管 SO_4^{2-} 浓度降低,但由于 NO_3^- 浓度升高,总体来看阴离子浓度增加)也导致盐基阳离子淋溶加剧.

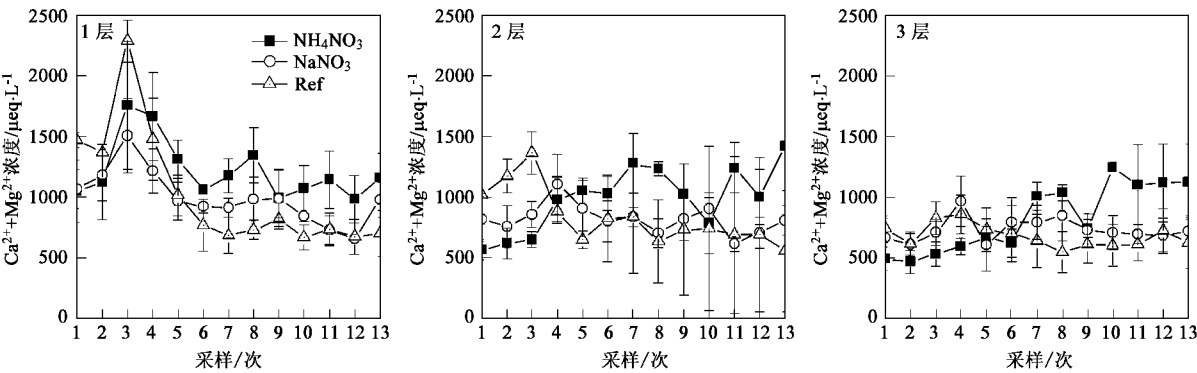


图 5 2005 年土壤溶液 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 浓度之和的月变化

Fig.5 Monthly variation of $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ concentration in soil water in 2005

2.4 土壤溶液 Al^{3+} 活化

土壤酸化对植被产生危害的主要原因是土壤中 Al^{3+} 浓度的增加^[19],而盐基阳离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 K^+)的存在则会缓解其危害,因此欧洲通常把 Al^{3+} 与盐基阳离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 K^+ 之和)的摩尔比(记为 Al^{3+}/BC)作为判断酸沉降是否危害植被的指标,其值大于 1.0 表示已经产生危害^[18].而在中国,通常马尾松林受害的阈值取 0.5^[20].在本研究中向样区喷洒硝酸盐,导致矿质层土壤溶液中 Al^{3+} 浓度显

著升高,如图 6 所示.其中喷洒 NH_4NO_3 样区的变化更明显,下层土壤(2 层和 3 层)中 Al^{3+} 浓度从对照的约 $300 \mu\text{mol/L}$ 上升到 $450 \mu\text{mol/L}$ 左右(下半年平均,见表 2),而 NaNO_3 样区也上升到 $350 \mu\text{mol/L}$ 左右.相应地, Al^{3+}/BC 也明显升高,如图 7 所示.喷洒 NH_4NO_3 和 NaNO_3 样区下层土壤溶液的该比例已接近甚至超过 1.0,尤其是喷洒 NH_4NO_3 的样区,而对照样区的比值大部分在 0.5 左右.这说明氮沉降明显加剧了铝活化.

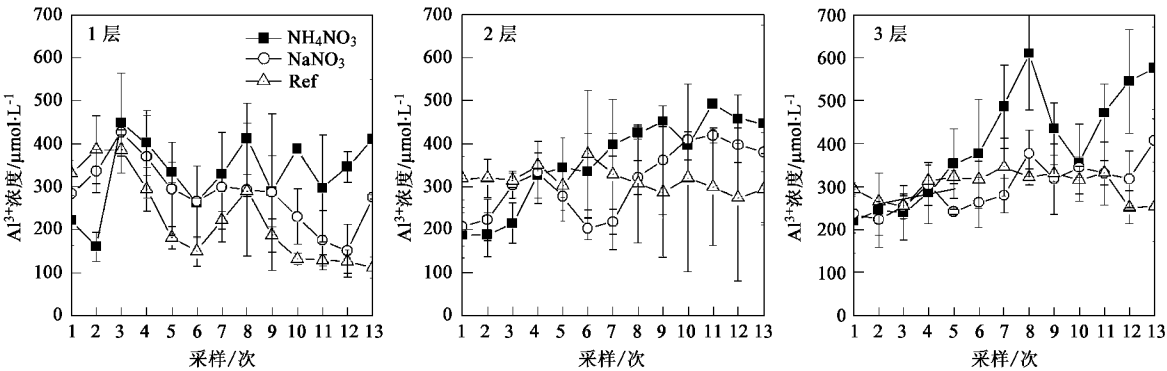


图 6 2005 年土壤溶液中 Al^{3+} 浓度的月变化

Fig.6 Monthly variation of Al^{3+} concentration in soil water in 2005

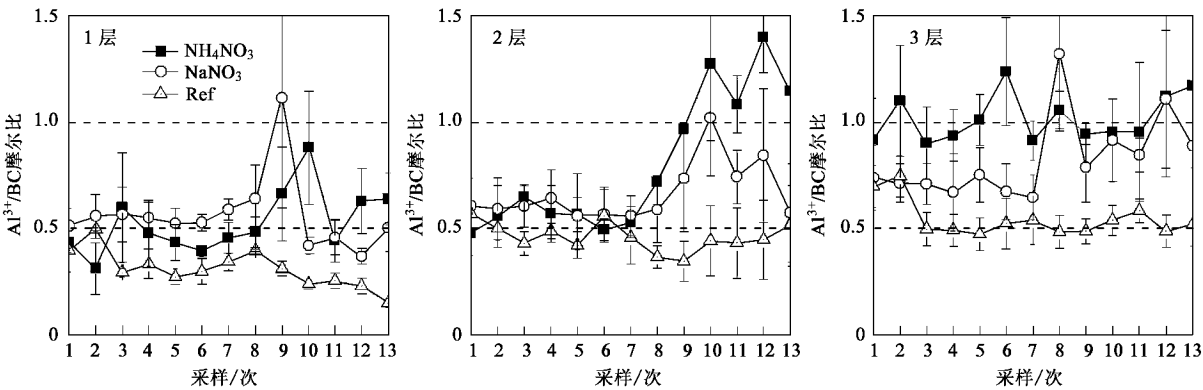


图 7 2005 年土壤溶液中 Al^{3+} /BC 的月变化

Fig.7 Monthly variation of Al^{3+} /BC mole ratio in soil water in 2005

3 结论

(1)通过野外实验,对喷洒 NH_4NO_3 和 NaNO_3 对酸化森林土壤的影响进行了初步观测.模拟氮沉降导致的土壤酸化加剧现象在1 a内已能够观察到:喷洒 NH_4NO_3 的样区 pH 值下降较为明显,而 NaNO_3 略有上升;此外, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 等阳离子浓度有一定程度的升高,而有毒有害的 Al^{3+} 浓度则显著升高, Al^{3+} /BC 的摩尔比值已接近甚至高于 1.0.这表明,氮沉降增加已导致盐基阳离子的加速淋溶和 Al^{3+} 的活化,而且 NH_4^+ 的作用更加明显.

(2)在氮沉降翻倍的情况下,土壤溶液中氮的淋溶明显增加,表明该剂量已使所研究的生态系统发生氮饱和.在总的氮沉降量相当的情况下,喷洒 NH_4NO_3 样区各层土壤溶液中的 NO_3^- 浓度和无机氮浓度普遍高于喷洒 NaNO_3 样区,表明在导致氮饱和和土壤富营养化上, NH_4^+ 沉降(主要来源于 NH_3 排

放)的作用同样强于同当量的 NO_3^- 沉降(主要来源于 NO_x 排放).这说明,在控制氮沉降方面,不应忽视氮排放的削减.

(3)由于氮沉降对土壤酸化的影响效果是长期的,而迄今观测时间仅1 a,一些结果还不明显,因此其影响观测必须继续下去.

参考文献:

[1] 田贺忠,郝吉明,陆永琪. 中国商品能源消耗导致的氮氧化物排放量[J]. 环境科学, 2001, 22(6): 24~28.

[2] 王文兴,卢筱凤,庞燕波,等. 中国氨的排放强度地理分布[J]. 环境科学学报, 1997, 17(1): 2~9.

[3] Reuss J O, Johnson D W. Acid deposition and the acidification of soils and waters [M]. New York: Springer-Verlag, 1986.

[4] Nihlgard B. The ammonium hypothesis: an additional explanation to the forest dieback in Europe [J]. AMBIO, 1985, 14: 2~8.

[5] Aber J D. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems [J]. Tree, 1992, 7: 220~223.

[6] Stevens C J, Dise N, Mountford J O, et al. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands [J]. Science, 2004, 303(5665): 1876~1879.

- [7] Wright R F, van Breemen N. The NITREX project: an introduction [J]. *Forest Ecology and Management*, 1995, **71**(1~2): 1~5.
- [8] Wright R F, Roelofs J G M, Bredemeier M, *et al.* NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen [J]. *Forest Ecology and Management*, 1995, **71**(1~2): 163~169.
- [9] Wright R F, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects [J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, **101**(1~3): 1~7.
- [10] Chen X Y, Mulder J, Wang Y H, *et al.* Atmospheric deposition, mineralization and leaching of nitrogen in subtropical forested catchments, South China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2004, **26**: 179~186.
- [11] 方运霆, 莫江明, 江远清, 等. 鼎湖山森林土壤渗透水酸度和无机氮含量对模拟氮沉降增加的早期响应 [J]. *热带亚热带植物学报*, 2005, **13**(2): 123~129.
- [12] 方运霆, 莫江明, 周国逸. 离子交换树脂袋法研究森林土壤硝态氮及其对氮沉降增加的响应 [J]. *生态环境*, 2005, **14**(4): 483~487.
- [13] Larssen T, Tang D G, Seip H M, *et al.* Integrated Monitoring Program on Acidification of Chinese Terrestrial Systems, Annual Report of IMPACTS project, results 2003[R]. NIVA report 4905-2004, ISBN 82-577-4594-4, 2004.
- [14] 杨永森, 段雷, 靳腾, 等. 石灰石和菱镁矿对酸化森林土壤修复作用的研究 [J]. *环境科学*, 2006, **27**(9): 1878~1883.
- [15] Driscoll C T. A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters [J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1984, **16**: 267~283.
- [16] Barnes R B. The determination of specific forms of aluminium in natural water [J]. *Chemical Geology*, 1975, **15**: 177~191.
- [17] Schecher W D, Driscoll C T. An evaluation of uncertainty associated with aluminium equilibrium calculations [J]. *Water Resources Research*, 1987, **23**: 525~534.
- [18] Emmett B A, Brittain S A, Hughes S, *et al.* Nitrogen additions (NaNO_3 and NH_4NO_3) at Aber forest, Wales: I. Response of throughfall and soil water chemistry [J]. *Forest Ecology and Management*, 1995, **71**(1~2): 61~73.
- [19] Sverdrup H, de Vries W. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1994, **72**: 143~162.
- [20] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 等. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷 [J]. *环境科学*, 2002, **23**(2): 7~12.