浙 江 林 学 院 学 报 2007，**24**(4)：437—444
Journal of Zhejiang Forestry College

文章编号：100-5692(2007)04-0437-08

模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响

袁颖红[1]，樊后保[1]，王 强[2]，裘秀群[2]，陈秋凤[2]，李燕燕[1]，黄玉梓[3]，廖迎春[1]

（1. 南昌工程学院 生态与环境科学研究所，江西 南昌 330099；2. 福建农林大学 林学院，福建 福州 350002；3. 福建农林大学 生命科学学院，福建 福州 350002）

摘要：通过野外模拟试验，研究了氮沉降增加对杉木 *Cunninghamia lanceolata* 人工林土壤有效养分的影响。试验设计为 4 种处理，分别为 N0 (0 kg·hm^{-2}·a^{-1})，N1 (60 kg·hm^{-2}·a^{-1})，N2 (120 kg·hm^{-2}·a^{-1})，N3 (240 kg·hm^{-2}·a^{-1})，每处理重复 3 次。以 $CO(NH_2)_2$ 作为氮源，每月以溶液方式对林地进行喷施。通过 2 a 的处理后发现，随着氮沉降水平的增加，各处理土壤 pH 值、土壤速效磷、土壤速效钾、土壤交换性钙和土壤交换性镁质量分数均呈下降趋势，而铵态氮和硝态氮质量分数则不断上升。各处理中，不同层次土壤铵态氮、硝态氮、速效磷、速效钾、交换性钙和交换性镁质量分数随土层深度增加而下降，而土壤 pH 值随土层深度增加而增加。图 6 表 3 参 30

关键词：土壤学；模拟氮沉降；杉木人工林；土壤有效养分；铵态氮；硝态氮
中图分类号：S153.6；S714.5　　文献标志码：A

森林土壤是森林生态系统中一个非常重要的组成部分，也一直是生态工作者研究的重点[1]。土壤酸化将加速元素的淋失，使土壤贫瘠化，导致森林衰亡。因此，酸沉降影响下的森林土壤和植被状况一直倍受关注[2]。在过去几十年中，化石燃料燃烧、化肥生产和使用及畜牧业集约化经营等人类活动向大气排放了大量的氮化物，导致氮化物在大气中累积并向陆地和水域生态系统沉降[3]。特别是进入 20 世纪 70 年代以来，酸沉降已成为欧美工业化国家的重要环境问题之一[4]。酸沉降对森林生态系统最重要的影响就是加速了林木和林下土壤的养分淋溶，从而改变了系统的生物地球化学循环[5]。随着经济的迅速发展，我国南方已成为继欧美之后的第三大酸沉降区，它对森林生态系统的影响已越来越受到人们的关注[6,7]。自 20 世纪 80 年代末起，欧洲各国开始实施了为期 7 a 的 NITREX (氮素饱和试验)项目，旨在研究氮素沉降对欧洲森林生态系统，特别是对针叶林生态系统的影响[8]。已有的研究结果表明，大气氮素沉降的增加对森林生态系统的结构和功能构成了严重的威胁[9]，它改变了树木的生理状态，导致土壤酸化，系统养分平衡失调，改变了种间竞争动态[10]，增加了土壤氮的矿质化作用和集水区氮素的输出[8,9,11]，削弱了树木对环境胁迫的抗性[12]。基于此，欧美等国的生态学者近 20 a 来就氮沉降对温带森林生态系统的影响进行了研究[13,14]。热带、亚热带地区氮沉降率在未来几十年呈不断上升趋势。作者通过野外模拟实验，探讨氮沉降增加对杉木 *Cunninghamia lanceolata* 人工林土壤有效养分的影响，为进一步研究生物地球化学循环打下基础。

收稿日期：2006-11-15；修回日期：2007-03-13
基金项目：国家自然科学基金资助项目(30370259)；教育部留学回国人员科研启动基金资助项目；福建省自然科学基金重点资助项目(B0320001)
作者简介：袁颖红，讲师，硕士，从事生态环境等研究。E-mail：yinghongyuan@sohu.com。通信作者：樊后保，教授，博士，从事森林生态系统养分循环与生产力等研究。E-mail：hbfan@nit.edu.cn
?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

1 材料与方法

1.1 研究地点

1.1.1 试验地概况 试验地设立于福建省沙县官庄林场白溪工区，26°30′47″N，117°43′29″E，海拔为200 m。属中亚热带季风气候，四季温暖适中，日照充足，年平均气温为18.8～19.6 ℃，年平均降水量1 606～1 650 mm，无霜期271 d。

土壤为山地红壤。试验地为南坡，坡度35.0°。样地所处的试验林为1992年由官庄林场统一造林，树种为杉木，造林总面积为5.73 hm^2。

1.1.2 试验地设置 本研究参照NITREX项目[15,16]和北美Harvard Forest[17,18]等类似研究设计，于2003年12月在人工杉木纯林中随机设置了立地条件基本相似的20 m×20 m试验样地。在样地内设15 m×15 m中心区域，按氮施用量的高低，分4种处理，从低到高分别记为N0（0 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$），N1（60 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$），N2（120 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$），N3（240 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$），每个处理重复3次。各处理土壤（0～20 cm）基本理化性质见表1。

表1 模拟氮沉降前各处理土壤的基本理化性质

Table 1 The basic properties of soil in four treatments before nitrogen deposition

处理	有机碳/（$g \cdot kg^{-1}$）	全氮/（$g \cdot kg^{-1}$）	速效磷/（$mg \cdot kg^{-1}$）	速效钾/（$mg \cdot kg^{-1}$）	交换性钙/（$mg \cdot kg^{-1}$）	交换性镁/（$mg \cdot kg^{-1}$）	pH
N0	29.54	1.03	6.21	134.82	54.10	20.40	4.66
N1	28.19	1.19	6.04	130.69	46.98	19.57	4.63
N2	27.02	1.26	5.42	130.54	44.69	19.35	4.65
N3	26.58	1.26	5.16	112.94	46.43	18.02	4.64

1.1.3 样地林分主要特征 样地的林下植被稀疏，主要有五节芒 *Miscanthus floridulus*，芒萁 *Dicranopteris olichotoma*，蕨类 *Pteridinum aquilinum* var. *latiusculum*，盖度为3%～5%。各样地和处理的林分特征见表2。

1.2 研究方法

1.2.1 模拟氮沉降方法 2003年12月建立样地后，于2004年1月开始进行模拟氮沉降处理，每月月初以溶液的形式给样地喷洒。按照处理水平的要求，将每个样方每次所需要喷施的 $CO(NH_2)_2$ 溶解在20 L水中后，以背式喷雾器在林地人工来回均匀喷洒。对照样方喷施同样量的水，以减少因外加水而造成对森林生物地球化学循环的影响。

表2 各处理样地的主要林分特征

Table 2 Major characteristics of the studied forests in four treatments

处理	密度/（株·hm^{-2}）	平均胸径/cm	平均树高/m
N0	1 717	16.14	11.83
N1	1 633	16.07	12.25
N2	1 683	16.32	12.28
N3	1 625	16.05	12.16

1.2.2 取样与处理 每样地挖取土壤剖面3个，分层（表层0～20 cm，中层20～40 cm，底层40～60 cm）取土样带回实验室，风干研磨过0.149 mm土壤筛后装入密封的玻璃瓶，待实验分析。第1次取样时间2003年12月（模拟氮沉降前）；第2次取样时间2004年9月（模拟氮沉降试验初期）；第3次取样时间2005年9月。

1.2.3 测定方法 测定pH时先用1 $mol \cdot L^{-1}$氯化钾溶液浸提（水土比为2.5∶1），后用pH S-3C型数字型酸度计进行测定；铵态氮、硝态氮的分析分别用2 $mol \cdot L^{-1}$氯化钾浸提、蒸馏定氮法和酚二磺酸比色法测定；土壤速效磷用钼锑抗比色法测定；速效钾用1 $mol \cdot L^{-1}$醋酸铵（NH_4OAC）浸提，火焰光度法测定；交换性钙、交换性镁用原子吸收光谱法测定[19]。

1.2.4 统计分析 所有分析结果用Excel，SPSS和Origin 6.0统计分析软件进行统计分析。

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

2　结果与分析

2.1　氮沉降对土壤 pH 的影响

土壤酸碱度是土壤重要的基本性质，也是影响肥力的因素之一。它直接影响土壤养分的存在状态、转化和有效性[10]。取 3 a 全部处理的 0～20，20～40 和 40～60 cm 的 pH 值的平均值，分别为 4.55，4.67 和 4.73，土壤 pH 值随土壤层深度的增大而增大(表 3)。

在试验开始前，各样地 pH 值非常接近。在作加氮处理后，pH 值发生了不同程度的下降。氮处理 2 a 后，最大变化出现在 N3 水平处理，0～20 cm 土壤层 pH 比对照低 11.35%，20～40 cm 和 40～60 cm 分别比对照低 9.43% 和 8.03%（表 3）；N2 处理下的 3 个土壤层分别比对照低 8.32% 和 4.98% 和 5.40%，N1 处理为 5.09%，4.84% 和 5.40%，因此 0～20 cm 土层较 20～40 cm 和 40～60 cm 土层敏感，上层土壤比下层土壤越容易引起酸化；pH 值随氮沉降量的增加而下降，氮沉降时间越长，土壤 pH 值下降程度越大，土壤酸化也就越明显。在氮沉降试验过程中，各处理下的样地 pH 值都出现了降低的现象，但模拟氮沉降试验初期土壤 pH 值的下降幅度要明显低于沉降近 2 a 后的土壤 pH 值的下降幅度，尤其是 N1 处理下的 20～60 cm 土壤层，变化极不明显。氮沉降初期 pH 值下降不明显可能是由于土壤的缓冲能力和土壤异质性，但氮沉降能引起表层土壤 pH 值大幅度降低。酸化森林土壤的硝化作用主要受植物和硝化微生物之间对氮竞争的控制，只要土壤铵态氮供应大大地超过植物需要的时候就会出现硝化作用。随着氮饱和生态系统氮沉降输入继续，土壤的铵水平增加，铵过量积累会引发硝化作用的发生，从而使土壤 pH 值降低[20,21]。

表 3　氮沉降对各层土壤 pH 的影响

Table 3　Effect of nitrogen deposition on soil pH in the soils with the different soil horizons

取样时间	处理	pH		
		0～20	20～40	40～60 cm
2003 年	N0	4.66±0.23 a A	4.75±0.31 a A	4.83±0.25 a A
	N1	4.63±0.19 a A	4.76±0.24 a A	4.87±0.16 a A
	N2	4.65±0.15 a A	4.72±0.12 a A	4.82±0.11 a A
	N3	4.64±0.21 a A	4.76±0.22 a A	4.81±0.21 a A
2004 年	N0	4.67±0.18 a A	4.78±0.19 a A	4.82±0.23 a A
	N1	4.61±0.22 a b A	4.75±0.24 a b A	4.81±0.16 a A
	N2	4.60±0.23 b c A	4.70±0.15 b c A	4.72±0.12 a B
	N3	4.53±0.17 c B	4.63±0.21 c B	4.70±0.11 a B
2005 年	N0	4.69±0.18 a A	4.79±0.14 a A	4.81±0.24 a A
	N1	4.45±0.16 b B	4.56±0.22 b B	4.55±0.22 b B
	N2	4.30±0.21 c B	4.55±0.19 b B	4.55±0.16 b C
	N3	4.15±0.19 d C	4.34±0.11 c C	4.43±0.14 c C

说明：表中同一列中，小写字母若不同，表明在同年不同处理同层土壤 pH 值差异显著（$P<0.05$）；不同年同层同处理间大写字母若不同，表明差异显著（$P<0.05$）。

2.2　氮沉降对土壤铵态氮、硝态氮的影响

图 1 和图 2 表明，土壤铵态氮和硝态氮质量分数从高到低的土层顺序为：0～20 cm＞20～40 cm＞40～60 cm，都随土层的加深而降低，且 0～20 cm 土壤铵态氮和硝态氮质量分数与 40～60 cm 土壤之间差异极显著（$P<0.01$），但土壤铵态氮质量分数比土壤硝态氮质量分数高得多。

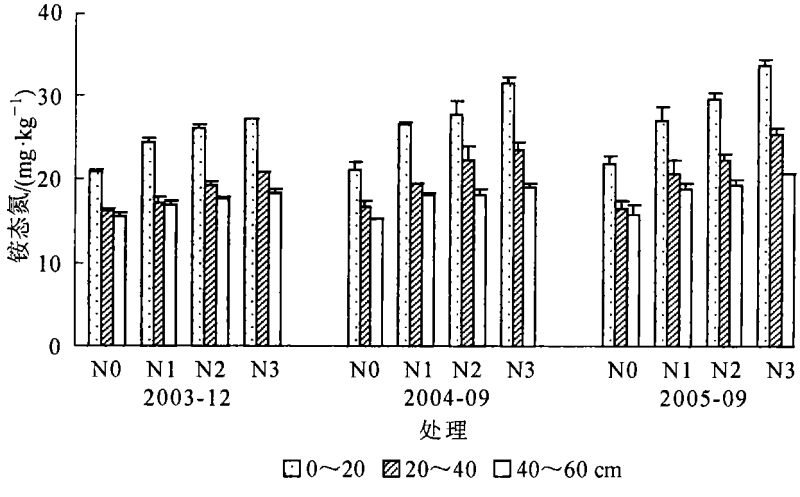

图 1　氮沉降对各层土壤铵态氮年变化的影响

Figure 1　Effect of nitrogen deposition on the year changes of soil NH_4^+-N in different soil horizons

在整个研究期间，不同氮沉降处理的土壤铵态氮和硝态氮质量分数都呈现出增长趋势（图 1 和图 2）。各处理土壤铵态氮和硝态氮质量分数从高到低

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

的顺序为：N3＞N2＞N1＞N0。在氮沉降研究期间，与对照相比，0～20 cm N3，N2，N1 处理的土壤铵态氮质量分数分别增长了 37.49%，24.51%和 16.49%；20～40 cm 分别增长了 26.91%，16.07%和 6.88%；40～60 cm 分别增长了 15.11%，9.33%和 3.97%。与对照相比，0～20 cm N3，N2，N1 处理的土壤硝态氮质量分数分别增长了 39.89%，31.80%和 13.87%；20～40 cm 分别增长了 35.42%，27.11%和 12.79%；40～60 cm 分别增长了 34.41%，18.84%和 5.81%。土壤的硝态氮质量分数的增长率比土壤铵态氮的增长率要高。一般认为铵态氮比硝态氮更易固持，这一机制对土壤酸化、硝化引起的土壤氮素流失研究具有重要意义[22]。因此，更高水平的氮沉降能促使铵态氮和硝态氮更大程度的增加[23]，上层土壤（0～20 cm 土层）对氮沉降的响应要比下层土壤（20～40 cm 和 40～60 cm）更加敏感。

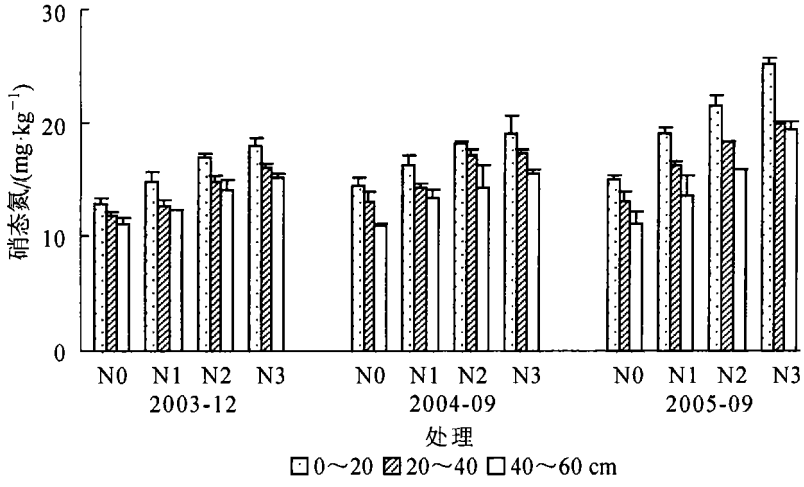

图 2 氮沉降对各层土壤硝态氮年变化的影响

Figure 2 Effect of nitrogen deposition on the year changes of soil NO_3^--N in different soil horizons

从氮沉降对土壤有效氮（铵态氮＋硝态氮）的综合影响来看（图 1 和图 2），在整个氮沉降过程中，与对照相比，有效氮质量分数都呈增长趋势。可见氮沉降水平越高，其增长程度越大，土壤有效氮质量分数随着时间与对照的差距越来越大。由此可以说明，氮沉降对土壤有效氮的影响存在累积性效应，氮沉降时间越长，处理样地中有效氮质量分数与对照样地差距也会越来越大。目前的研究结果显示了外加氮，杉木人工林土壤有效氮可得性在增加。土壤有效氮质量分数增加既增加森林生产力，也有增加有效氮从系统流失的潜力。

2.3 氮沉降对土壤速效磷的影响

作为土壤肥力中的三要素之一，磷质量分数的增减直接关系到土壤的肥力。磷在土壤中有效性的衰减（固定）被认为是土壤退化的一个重要过程[24－27]。由于氮沉降改变土壤 pH 值，而土壤中磷的有效性与 pH 值关系密切，因此氮沉降可能对土壤中磷的有效性产生较大影响。图 3 表明，土壤速效磷质量分数从高到低的土层顺序为：0～20 cm＞20～40 cm＞40～60 cm，随着土层的加深，土壤速效磷质量分数呈明显下降的趋势。方差分析表明，同年同处理中，0～20，20～40，40～60 cm 土壤速效磷质量分数之间达极显著差异（$P<0.01$）。同层土壤中速效磷质量分数因不同氮沉降水平而异（图 3），不同氮沉降水平土壤速效磷质量分数从高到低的顺序为：N0＞N1＞N2＞N3。N3 处理在氮沉降初期的变化要高于其他处理，但随着氮沉降的继续，其变化幅度在很大程度上要低于 N1 和 N2 处理。分析其原因，认为高水平氮沉降引起更严重的土壤酸化后，速效磷在衰减的同时，土壤的强酸

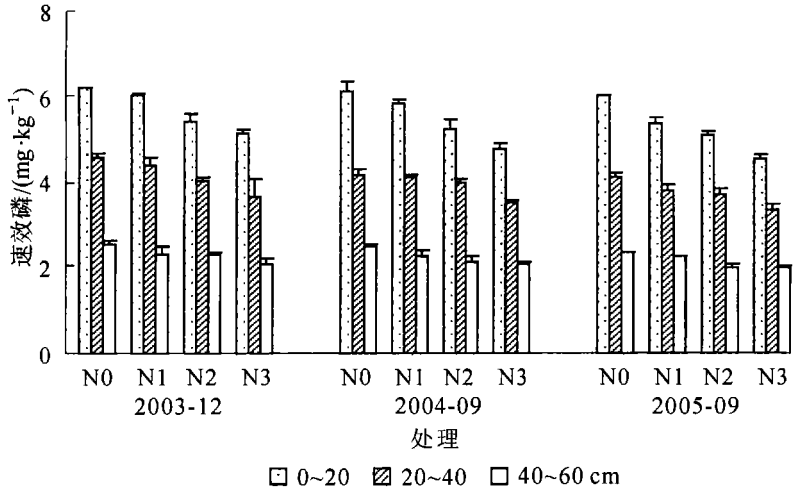

图 3 氮沉降对各层土壤速效磷的年变化的影响

Figure 3 Effect of nitrogen deposition on the year changes of soil available phosphorus in different soil horizons

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

化会促进迟效状态的磷向有效态包括可溶性磷的转化而引起的。孟范平等[28]认为酸沉降能使固相磷酸盐分解，分解出的磷很容易被土壤中因酸雨而活化的 Al^{3+} 结合成低溶性化合物，而抑制磷酸盐的活性；酸化使土壤中的磷酸酶活性增强，提高了土壤速效磷的质量分数。因此，氮沉降作用下土壤中速效磷的转变规律和机制还有待进一步研究。

氮沉降作用对森林土壤中的速效磷影响有如下特点：氮沉降造成土壤中的速效磷的衰减；在氮沉降初期，氮沉降水平越高，土壤速效磷的衰减程度更大；但土壤中的速效磷并不随氮沉降量的增大而加速衰减，当沉降量很高而引起土壤强酸化后，土壤通过迟效状态的磷的转化可以减慢土壤有效磷的衰减速度。

2.4　氮沉降对土壤速效钾的影响

速效钾是最能直接反映土壤供钾能力的指标。速效钾和植物吸钾量之间往往有比较好的相关性。图 4 表明，土壤速效钾质量分数从高到低的土层顺序为：0～20 cm＞20～40 cm＞40～60 cm，随着土层的加深，土壤速效钾质量分数呈明显下降的趋势。方差分析表明，同年同处理中，0～20，20～40，40～60 cm 土壤速效钾质量分数之间达极显著差异（$P<0.01$）。

图 4 表明，同层土壤中速效钾质量分数因不同氮沉降水平而异。不同氮沉降水平土壤速效钾质量分数从高到低的顺序为：N0＞N1＞N2＞N3。同氮沉降水平 0～20 cm 土壤速效钾质量分数随着时间的变化有下降的趋势，土壤速效钾质量分数从高到低的各年顺序为：2003 年＞2004 年＞2005 年，而 20～40 和 40～60 cm 土壤速效钾质量有相反的趋势。这表明在氮沉降条件下，更高水平的氮沉降导致 0～20 cm 土层速效钾更大程度的淋失，而 20～40 和 40～60 cm 土层出现了速效钾质量分数低于对照的变化，但土层的速效钾质量分数随氮沉降量的增加而上升。由于 K^+ 在 0～20 cm 土层以对流迁移方式很容易进入 20～40 cm 土层；在 20～40 cm 土层 K^+ 的迁移以对流与扩散为主，所发生的反应仍然是离子交换反应为主，也比较容易进入 40～60 cm 土层；而 40～60 cm 土层中的 K^+ 离子被吸附在土壤表面，其运移以扩散为主，难于向更低层迁移，从而导致 40～60 cm 土层速效钾质量分数的不断提高。总体来说，越大程度的氮沉降引起表层土壤更大程度的速效钾淋失；氮沉降加剧土壤速效钾向更深一层土壤运移；土壤速效钾的淋失随氮沉降的持续而加强。

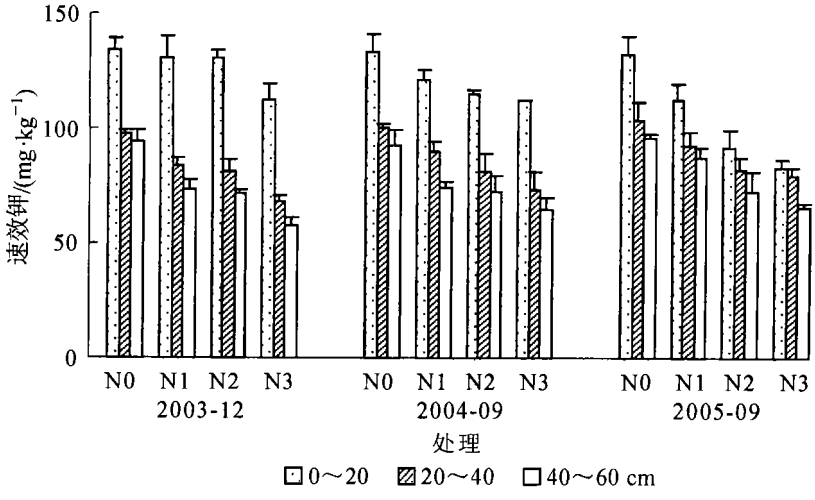

图 4　氮沉降对各层土壤速效钾年变化的影响

Figure 4　Effect of nitrogen deposition on the year changes of available poltassium in different soil horizons

2.5　不同水平氮沉降作用对交换性 Ca^{2+} 质量分数的影响

图 5 表明，土壤交换性 Ca^{2+} 质量分数从高到低的土层顺序为：0～20 cm＞20～40 cm＞40～60 cm，随着土层的加深，土壤交换性 Ca^{2+} 质量分数呈明显下降的趋势。方差分析表明，同年同处理中，0～20，20～40，40～60 cm 土壤交换性 Ca^{2+} 质量分数之间达极显著差异（$P<0.01$）。

图 5 还表明，同层土壤中交换性 Ca^{2+} 质量分数因不同氮沉降水平而异。不同氮沉降水平土壤交换性 Ca^{2+} 质量分数从高到低的顺序为：N0＞N1＞N3＞N2，说明各土层对 N2 水平氮沉降反应更为敏感。同氮沉降水平同层土壤交换性 Ca^{2+} 质量分数随着时间的变化有下降的趋势，土壤交换性 Ca^{2+} 质量分数从高到低的各年顺序为：2003 年＞2004 年＞2005 年。氮沉降初期是交换性 Ca^{2+} 快速淋失阶段，随着氮沉降的继续，土壤酸化的同时，也会导致土壤中的一些矿物在淋洗后释放出盐基离子，从

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

而在氮沉降近 2 a 时土壤交换性 Ca^{2+} 的淋失程度降低。有研究结果证明，更大程度的氮沉降能引起更大程度的交换性 Ca^{2+} 淋失[29]。但本试验结果显示 N2 水平引起更大程度的交换性 Ca^{2+} 淋失；另有研究表明，酸沉降能促 Ca^{2+} 向土壤下层迁移并淀积下来[29]，而在本研究过程中还未出现上述现象。本项目开展时间比较短，森林土壤中的交换性 Ca^{2+} 还未完全反映其对氮沉降的响应特征，因此，这方面的规律还有待进一步开展长期定位研究。

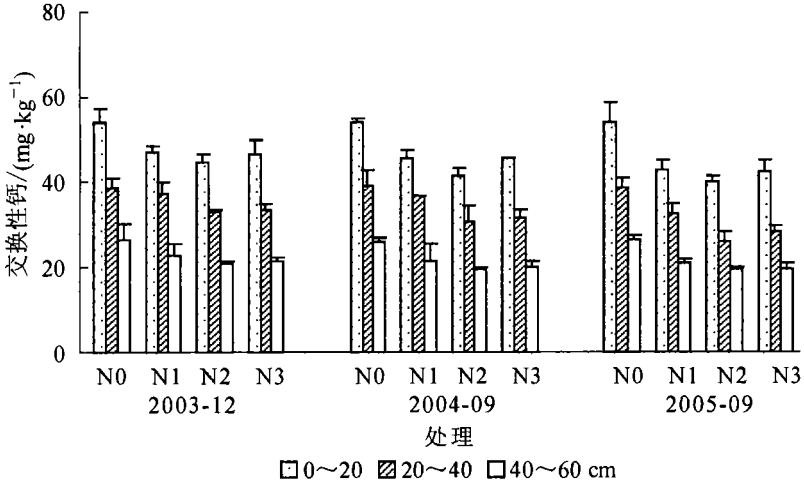

图 5 氮沉降对各层土壤交换性 Ca^{2+} 年变化的影响

Figure 5 Effect of nitrogen deposition on the year changes of exchangeable Ca^{2+} in different soil horizons

2.6 不同水平氮沉降作用对土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数的影响

图 6 表明，土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数从高到低的土层顺序为：0～20 cm > 20～40 cm > 40～60 cm，随着土层的加深，土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数呈明显下降的趋势。方差分析表明，同年同处理中，0～20 cm 与 20～40，40～60 cm 土壤之间土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数之间达极显著差异（$P<0.01$）。

本试验结果表明，同层土壤中交换性 Mg^{2+} 质量分数因不同氮沉降水平而异（图 6），不同氮沉降水平土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数从高到低的顺序为：N0 > N1 > N2 > N3，说明各土层对 N2 水平氮沉降反应更为敏感。同氮沉降水平同层土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数随着时间的变化有下降的趋势，土壤交换性 Mg^{2+} 质量分数从高到低的各年顺序为：2003 年 > 2004 年 > 2005 年（图 6）。由图 6 可知，N3 水平氮沉降会引起 0～20 cm 土层更大程度的 Mg^{2+} 淋失，N2 能导致 20～60 cm 土层更大程度的 Mg^{2+} 淋失，N1 水平氮沉降在造成 0～20 cm 土层 Mg^{2+} 淋失的同时，也有利于 Mg^{2+} 向低层土壤迁移，而 N2 和 N3 处理下的上层土壤中的 Mg^{2+} 向下层土壤迁移的现象[30]，在本试验期间还出现，可能是氮沉降试验的时间还比较短，森林土壤对氮沉降的响应特征还未完全表现出来。

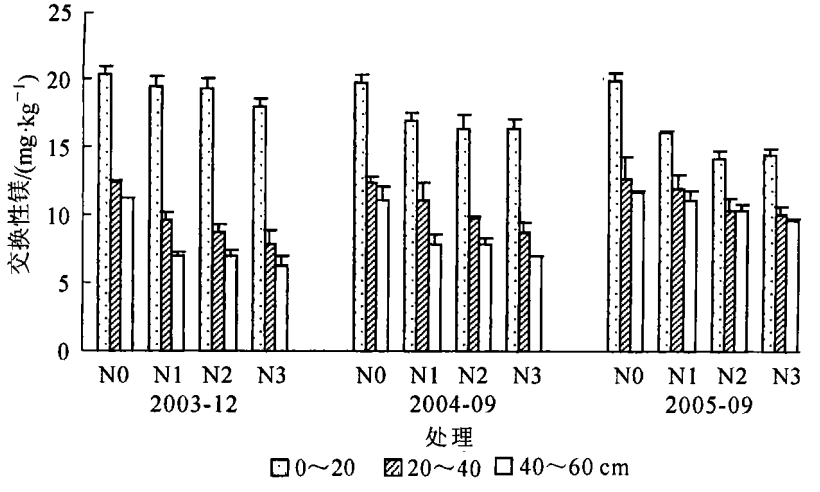

图 6 氮沉降对各层土壤交换性 Mg^{2+} 年变化的影响

Figure 6 Effect of nitrogen deposition on the year changes of exchangeable Mg^{2+} in different soil horizons

氮沉降造成土壤表层 Mg^{2+} 淋失的同时，也加剧 Mg^{2+} 向深层土壤淀积，且沉降时间越长，其淀积量越大，由此减少了整个土壤层交换性 Mg^{2+} 的流失。可见，土壤交换性 Mg^{2+} 的淋失与沉降时间和氮沉降量呈正相关。

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

3　小结

氮沉降引起土壤 pH 值下降，0～20 cm 土层较 20～40 和 40～60 cm 土层敏感，氮沉降时间越长，土壤 pH 值下降程度越大，土壤酸化也就越明显；土壤有效氮(铵态氮＋硝态氮)质量分数随氮沉降水平的提高和沉降时间的增加而增加；氮沉降造成整个土壤层中速效磷、速效钾和交换性 Ca^{2+} 以及交换性 Mg^{2+} 的淋失。氮沉降初期为速效磷和交换性 Ca^{2+} 的快速衰减和淋失阶段，N2 能引起交换性 Ca^{2+} 更大程度的淋失；越大程度的氮沉降引起表层土壤更大程度的速效钾淋失，同时加剧了速效钾向更深一层土壤运移；整个土壤层的速效钾和交换性 Mg^{2+} 的淋失与氮沉降时间呈正相关。关于氮沉降引起土壤有效养分的淋失或增加的机理，还有待于做长期定位研究。

参考文献：

[1] 周国模，刘恩斌，佘光辉. 森林土壤碳库研究方法进展[J]. 浙江林学院学报，2006，**23**(2)：2007－216.

[2] 刘菊秀，周国逸，褚国伟，等. 鼎湖山季风常绿阔叶林土壤酸度对土壤养分的影响[J]. 土壤学报，2003，**40**(5)：763－767.

[3] VITOUSEK P M，ABER J D，HOWART H R W，*et al*. Human alteration of the global nitrogen cycle：sources and consequences[J]. *Ecol Appl*，1997，**7**(3)：737－750.

[4] COWLING E B. Acid precipitation in historical perspective[J]. *Environ Sci Technol*，1982，**16**(2)：110－1237.

[5] SMITH W H. *Air Pollution and Forests-Interactions Between Air Contaminants and Forest Ecosystem*[M]. New York：Springer-Verlag，1990.

[6] POTTER C S，RAGSDALE H L，SWANK W T. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating southern Appalachian forest canopy[J]. *J Ecol*，1991，**79**：97－159.

[7] 冯宗炜. 酸雨对生态系统的影响：西南地区酸雨研究[M]. 北京：中国科学技术出版社，1993.

[8] KJONASS O J，STUANES A O，HUSE M. Effects of weekly nitrogen additions on N cycling in aconiferous forest catchment，Gardsjon，Swden[J]. *For Ecol Manage*，1998，**101**(1/3)：227－249.

[9] BREDEMEIER M，BLANCK K，XU Y J，*et al*. Input-output budget at the NITREX sites[J]. *For Ecol Manage*，1998，**101**(1/3)：57－64.

[10] BOXMAN P，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**(1/3)：65－79.

[11] FERNANDEZ I J. Effects of acidic precipitation on soil productivity[M]//ADRIANO D C，JOHNSON A H. *Acidic Precipitation Biological an Ecological Effects*. New York：Springer Verlag，1989：61－83.

[12] EMMETT B A，REYNOLDS B，SILGRAM M，*et al*. The consequences of chronic nitrogen additions on N cycling and soil water chemistry in a Sitka spruce stand，North Wales[J]. *For Ecol Manage*，1998，**101**(1/3)：165－175.

[13] GUNDERSEN P. Effects of enhanced nitrogen deposition in a spruce forest at Klosterhede，Denmark，examined by moderate NH4NO3 addition[J]. *For Ecol Manage*，1998，**101**(1/3)：251－268.

[14] 李德军，莫江明，方运霆，等. 氮沉降对森林植物的影响[J]. 生态学报，2003，**23**(9)：1 891－1 900.

[15] FENN M E，POTH M A，ABER J D，*et al*. Nitrogen excess in north American ecosystems：predisposing factors，ecosystem responses，and management strategies[J]. *Ecol Appl*，1998，**8**：706－733.

[16] WRIGHTRF，RASMUSSENL. Introduction to the NITREX and EXMAN projects[J]. *For Ecol Manage*，1998，**101**(1/3)：1－7.

[17] GUNDERSEN P，EMMETT B A，KJONASS O J，*et al*. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest：a synthesis of NITREX data[J]. *For Ecol Manage*，1998，**101**(1/3)：37－55.

[18] ABER J. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems：Hypotheses revisited[J]. *Bioscience*，1998，**48**：921－934.

[19] ABER J D，MAGAILL A H，BOONE R，*et al*. Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harvard forest，Massachusetts[J]. *Ecol Appl*，1993，**3**(1)：156－166.

[20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京：中国农业科技出版社，1999.

[21] 肖辉林. 大气氮沉降与森林生态系统的氮动态[J]. 生态学报，1996，**16**(1)：90－99.

[22] GUNDERSEN P，RASMUSSEN L. Nitrification in forest soils：effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

release[J]. *Rev Environ Contami Toxico*, 1990, **113**: 1—45.

[23] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 等. 森林生态系统土壤矿化影响因素研究进展[J]. 生态学报, 2001, **21**(7): 1 187—1 195.

[24] 方运霆, 莫江明, GUNDERSEN P, 等. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应[J]. 生态学报, 2004, **24**(7): 1 523—1 531.

[25] LAL R. Soil degradation and sustainability[M] //SEHGAL J. *Red and Lateritic Soil*. New Delhi: Oxford IBH Pub, 1998: 237—252.

[26] ESILABA A O. Soil test P availability as affected by time after P fertilization[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1992, **56**(6): 1 967—1 973.

[27] 鲁如坤, 时正元, 钱承梁. 磷在土壤中有效性的衰减[J]. 土壤学报, 2000, **37**(3): 323—328.

[28] 孟范平, 李桂芳. 酸雨对土壤元素化学行为的影响[J]. 中南林学院学报, 1998, **18**(1): 27—33.

[29] 俞元春, 丁爱芳, 胡笳, 等. 模拟酸雨对土壤酸化和盐基迁移的影响[J]. 南京林业大学学报, 2001, **25**(2): 39—42.

[30] HÖGBERG P. FAN H B, QUIST M, *et al*. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest[J]. *Global Change Biol*, 2006, **12**: 489—499.

Available nutrients with increased N deposition in soils of *Cunninghamia lanceolata* plantations

YUAN Ying-hong[1], FAN Hou-bao[1], WANG Qiang[2], QIU Xiu-qun[2], CHEN Qiu-feng[2], LI Yan-yan[1], HUANG Yu-zi[3], LIAO Ying-chun[1]

(1. Research Institute of Ecology and Environmental Sciences, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099, Jiangxi, China; 2. Forestry College, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, Fujian, China; 3. College of Life Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, Fujian, China)

Abstract: A field experiment was set up to study the effects of increased N deposition on the chemical properties of the soils under Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations growing in mid-western Fujian, China. Treatments were designed as 0 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}N$, 60 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}N$, 120 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}N$, and 240 $kg \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}N$, with three replicates in each treatment. Urea was used as the source of N and its solutions were sprayed on the forest ground each month for two years. Results showed that pH, available P and K, and exchange-eable Ca^{2+} and Mg^{2+} in the soils decreased, but NH_4^+-N and NO_3^--N increased with increasing N deposition. For all the treatments, soil available nutrient levels decreased ($P < 0.01$) with the soil depth, but soil pH increased ($P < 0.05$) with increasing depth. [Ch, 6 fig. 3 tab. 30 ref.]

Key words: pedology; nitrogen deposition; Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantation; soil available nutrients; NH_4^+-N; NO_3^--N

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net