

DOI: 10.5846/stxb201706091048

单文俊, 邢亚娟, 闫国永, 韩士杰, 张军辉, 王庆贵. 长白山天然次生林土壤微生物量对氮沉降的响应. 生态学报, 2018, 38(17): - .

Shan W J, Xing Y J, Yan G Y, Han S J, Zhang J H, Wang Q G. Response of soil microbial biomass to nitrogen deposition in natural secondary forests in Changbai Mountains. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(17): - .

长白山天然次生林土壤微生物量对氮沉降的响应

单文俊¹, 邢亚娟^{1,2}, 闫国永¹, 韩士杰³, 张军辉³, 王庆贵^{1,*}

1 黑龙江大学农业资源与环境学院, 哈尔滨 150080

2 黑龙江省林业科学研究所, 哈尔滨 150081

3 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016

摘要: 土壤微生物作为土壤养分的生物驱动因素, 氮沉降会改变其活性和生物量, 从而打破土壤养分循环动态平衡。氮沉降对热带、亚热带森林以及温带原始林生态系统土壤微生物量影响的研究较多, 但对温带天然次生林影响的研究鲜有报道。于 2016 年 5 月(春)、7 月(夏)和 9 月(秋)分别对长白山模拟 10 年氮沉降的控制试验样地——白桦山杨次生林进行了野外调查。控制试验分为 3 个氮添加处理, 对照(CK 0 kg N hm⁻² a⁻¹)、低氮(LN 25 kg N hm⁻² a⁻¹)和高氮(HN 50 kg N hm⁻² a⁻¹), 按照土壤层(0—10 cm 和 10—20 cm)分别测试了不同处理的土壤微生物量碳(MBC)和氮(MBN)、土壤全碳(TC)、全氮(TN)和全磷(TP)、pH、土壤可溶性有机碳(DOC)和氮(DON)等指标。结果表明: 1) 土壤 pH 在氮沉降的作用下显著降低; 上层土壤 TC、TN 在氮沉降下变化较小, 下层土壤 TC、TN 的含量显著增加; 氮沉降下春、夏两季土壤 TP 含量上升, LN 处理在秋季对 TP 有抑制作用; 氮沉降对 DOC、DON 的影响不显著。2) 上层土壤 MBC 春季到秋季呈现递减的趋势, 下层土壤呈现先升后降的趋势, HN 对 MBC 有抑制作用, LN 对下层土壤 MBC 有促进作用; 土壤 MBN 由春季到秋季呈现递减的趋势, 且上、下层土壤 MBN 差异显著; 氮处理对春、秋两季 MBN 有促进作用, 夏季有抑制作用; 氮沉降使春、秋两季 MBC/MBN 降低, 夏季土壤 MBC/MBN 升高。3) 氮处理、季节变化和土层深度对 MBC、MBN 存在显著影响, 其交互影响也显著。总之, 长期氮沉降在生长季对土壤微生物量的影响具有季节性差异, 且受到土层深度的影响。未来研究在重视年际变化的同时, 也要注重时空动态对氮沉降作用表现出的差异性。

关键词: 氮沉降; 长白山天然次生林; 土壤理化性质; 微生物量碳; 微生物量氮

Response of soil microbial biomass to nitrogen deposition in natural secondary forests in Changbai Mountains

SHAN Wenjun¹, XING Yajuan^{1,2}, YAN Guoyong¹, HAN Shijie³, ZHANG Junhui³, WANG Qinggui^{1,*}

1 College of Agricultural Resource and Environment, Heilongjiang University, Harbin 150080, China

2 Institute of Forestry Science of Heilongjiang Province, Harbin 150081, China

3 Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Science, Shenyang 110016, China

Abstract: Soil microorganisms are soil nutrient biological driving factors, and nitrogen deposition can change its activity and biomass, which can break the soil nutrient cycling and dynamic equilibrium. The influence of nitrogen deposition on soil microbial biomass in tropical, subtropical and temperate virgin forest ecosystems is increasingly investigated, however, there are less reports from temperate natural secondary forests. We conducted field surveys in May (spring), July (summer) and September (autumn) of 2016 in the control test sample—*Betula platyphylla*–*Populus davidiana* natural secondary mixed forest, in which we simulated nitrogen deposition from 2006 in the Changbai mountains. The control trial was divided into

基金项目: 国家自然科学基金(41773075, 41575137, 31370494, 31170421); 黑龙江省自然科学基金重点项目(ZD201406); 科技部基础性工作专项 A 类项目(2014FY110600)

收稿日期: 2017-06-09; **网络出版日期:** 2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: qgwang1970@163.com

three nitrogen-adding treatments: Control (CK 0 kg N hm⁻² a⁻¹), Low-nitrogen (LN 25 kg N hm⁻² a⁻¹) and High-nitrogen (HN 50 kg N hm⁻² a⁻¹). According to the soil layer (0—10 cm and 10—20 cm), we separately tested the soil microbial biomass carbon (MBC) and nitrogen (MBN), soil total carbon (TC), nitrogen (TN) and phosphorus (TP), pH, soil dissolved organic carbon (DOC) and nitrogen (DON). The results showed that, 1) the soil pH significantly declined under the effect of nitrogen deposition. The TC and TN in the upper layer of the soil were less impacted by nitrogen deposition, and nitrogen deposition significantly increased the TC and TN content of the deeper soil. Nitrogen deposition also increased the TP content of the soil in spring and summer. In autumn, the LN treatment inhibited TP. The impact of nitrogen deposition on DOC and DON were not significant. 2) The upper soil MBC showed a decreasing trend in spring and autumn, and the deeper soil increased first and then decreased. HN had an inhibitory effect on MBC, and LN promoted MBC in the deeper soil. The soil MBN showed a decreasing trend from spring to autumn, and the difference between the upper and deeper soil MBN was significant. Nitrogen treatment promoted MBN in spring and autumn, and had an inhibitory effect in summer. Nitrogen deposition also reduced MBC/MBN in spring and autumn and increased MBC/MBN in summer soil. 3) The effects of nitrogen treatment, seasonal variation and soil depth on MBC and MBN were significant, and had significant interacting effects. In summary, the effect of long-term nitrogen deposition on soil microbial biomass in the growing season has seasonal differences and is influenced by the depth of the soil layer. Future research should pay attention to the interannual change, but also investigate the difference between spatiotemporal dynamics and nitrogen deposition.

Key Words: Nitrogen deposition; natural secondary forest in Changbai mountains; physical and chemical properties of soil; microbial biomass carbon; microbial biomass nitrogen

随着人口攀升和人类活动加剧,工业化发展迅速,大规模使用化石燃料和肥料,导致大气活性氮含量快速增加^[1],再通过降雨、降尘等方式重新回到地球表面形成氮沉降^[2]。与 19 世纪工业革命起始阶段相比,现时大气氮沉降量增加近两倍^[3],并呈逐年上涨趋势^[4]。预测到 2050 年,大气氮沉降量将再翻一番^[3]。我国成为继欧洲和北美之后的世界三大氮沉降区之一^[5],形势不容乐观。

氮沉降增加对陆地生态系统有显著的影响^[6]。森林作为陆地生态系统的重要组成部分,对人类社会具有很高的服务价值。大气氮沉降影响森林生态系统碳、氮循环,对其功能产生影响。研究表明,氮沉降加剧会降低植物多样性^[6]、改变土壤微生物量和群落结构^[7]、减缓凋落物分解速率^[8]、导致土壤酸化^[9]、影响森林养分循环^[10]等。土壤微生物种类多、数量大,在森林生态系统养分循环中扮演驱动者的角色,对土壤养分循环具有重要作用^[11]。土壤微生物量碳(MBC)、氮(MBN)可作为衡量土壤微生物量大小的标准之一,也可作为土壤肥力状况的生物学指标,并且与其他肥力指标如土壤有机质、全氮(TN)、全磷(TP)、速效钾和碱解氮等存在正相关关系^[12]。氮沉降加剧,引起土壤酸化,Al³⁺、Mn²⁺等有害金属离子含量上升,土壤缓冲能力下降,造成土壤碳氮比失衡等负面影响,导致土壤微生物量下降、功能减弱,对森林生态系统产生不利影响^[13]。也有研究指出,氮沉降对土壤微生物量有促进作用或无影响^[14]。

天然次生林是森林资源中面积最大的类型,其面积一直在扩大。经营好次生林,不仅可以缓解我国木材紧缺问题,增加以森林为栖息环境的动植物资源,而且在维持与提高环境效益方面也具有重要意义。本研究以长白山白桦(*Betula platyphylla*)山杨(*Populus davidiana*)天然次生林为研究对象,模拟不同氮沉降量对次生林土壤微生物量的影响,探讨温带次生林微生物量与养分循环对氮沉降的响应,进而揭示氮沉降对温带次生林生态系统功能的影响,为评估次生林对氮沉降的微生物响应机制提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 样地概况及氮添加控制试验

本研究控制试验样地位于吉林省白山市露水河林业局(127°29′—128°02′E, 42°24′—42°49′N),林型为白

桦山杨天然次生林。研究地区为典型的大陆性季风气候,冬季漫长、寒冷,夏季降水多且气温较高,春秋两季较短。年平均气温为 2.7℃,年平均降水量为 872 mm,海拔 922.5 m,土壤为山地暗棕色森林土。本研究于 2006 年开始进行氮添加控制试验,选择海拔、坡度、植被组成相对均质的天然白桦山杨林地布设 9 块样地,样地面积 30 m×30 m,样地之间间隔 10 m,防止土壤氮联通。控制试验共设计 3 个处理,即对照(0 kg N hm⁻² a⁻¹)、低氮(LN, 25 kg N hm⁻² a⁻¹)和高氮(HN, 50 kg N hm⁻² a⁻¹),每个处理重复 3 次。每年在生长季 5—9 月上旬施用 NH₄NO₃,为消除样地间水分差异,对照样地喷洒同量纯净水。试验样地 pH(4.84±0.58)、TN((7.58±1.25) g/kg)、总有机碳(TOC)((140.3±11.6) g/kg)、TP((1.40±0.52) g/kg)^[15]。

1.2 样品采集与测试方法

土壤样品采集时间分别为 2016 年春(5 月)、夏(7 月)、秋(9 月)3 个季节。每块样地随机取 5 个点,去除枯枝落叶层。取土深度分为上层(0—10 cm)和下层(10—20 cm),将 5 个点的样品混合,去除植物根茎和碎石等杂物。混合样品运输途中冰鲜保存,带回实验室立即测定土壤 MBC 和 MBN。

土壤 MBC、MBN 测定采用氯仿熏蒸浸提法。浸提样品使用德国耶拿 Multi N/C® 3100 总有机碳/总氮分析仪进行测定^[16-17]。采用如下公式计算:

$$\text{MBC/N} = E_{\text{C/N}} / k_{\text{EC/N}}$$

式中, $E_{\text{C/N}}$ 为熏蒸土壤减未熏蒸土壤, $k_{\text{EC/N}}$ 为转换系数,土壤 MBC 和 MBN 均为 0.45^[18]。

土壤 pH 用酸度计测量。土壤全碳(TC)采用干烧法,取 1 g 干样品放入 HT1500 燃烧炉中燃烧。在高纯氧(99.99%)环境中,样品在 1200℃下充分燃烧,用 Multi N/C® 3100 总有机碳/总氮分析仪对释放的 CO₂ 进行测定,每个样品 3—5 min,重复 3 次。数据由电脑自动记录。TN 用硫酸双氧水硝煮法^[19],硝煮样品经过定容后用 Multi N/C® 3100 总有机碳/总氮分析仪测定。TP 采用酸溶-钼锑抗比色法。土壤熏蒸前后浸提液通过 Multi N/C® 3100 总有机碳/总氮分析仪测定土壤可溶性有机碳(DOC)、氮(DON)。

1.3 数据处理方法

应用 Excel 2010 进行数据录入和简单处理。利用 SPSS 20.0 软件进行数据分析。利用 ANOVA 方差分析对土壤 MBC 和 MBN、pH、TC、TN、TP 以及 DOC、DON 进行季节和氮处理间差异显著性比较。用 LSD 多重比较分析同一处理季节间和氮处理间的土壤 MBC、MBN 的差异。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质对氮沉降的响应

由表 1 可见,上层土壤 pH 在春、夏两季氮处理下(LN、HN)显著低于对照处理(CK),秋季 HN 显著低于其他两个处理。土壤 TC 春季 CK 和 LN 显著高于 HN,夏季 LN 低于 CK 和 HN,秋季 HN 显著高于 CK 和 LN。春、夏两季氮处理下(LN、HN)土壤 TN 显著高于 CK,秋季 3 种处理差异均不显著。HN 和 LN 处理下土壤 TP 显著高于 CK,春、夏两季差异显著,秋季差异不显著。DOC 和 DON 在氮处理下,只在夏季和秋季与 CK 存在差异。氮处理导致下层土壤 pH 值下降。LN 对土壤 TC 和 TN 有促进作用。氮处理在夏季对土壤 TP 有促进作用,秋季有抑制作用。氮处理对下层土壤 DOC 和 DON 没有显著影响(表 2)。

2.2 土壤微生物量对氮沉降的响应

2.2.1 土壤 MBC 对氮沉降的响应

如图 1 所示,连续 10 年氮添加,上层土壤 MBC 在春季氮处理下(LN 和 HN)显著低于 CK, LN 较 CK 下降 6.2%, HN 较 CK 下降 20.8%;夏季 CK 和 LN 差异不显著,与 HN 差异极显著, HN 较 CK 降低 46.9%;秋季 HN 较 CK 升高 14.2%, LN 较 CK 降低 23.3%(图 1)。下层土壤 MBC 春季 LN 和 CK 差异不显著,与 HN 差异极显著, CK 与 HN 差异显著, LN 较 CK 升高 1.9%, HN 较 CK 降低 5.6%;夏季 3 种处理之间均差异极显著, LN 较 CK 上升 37.1%, HN 较 CK 降低 17.2%;秋季 CK 与 LN 和 HN 都表现为极显著差异, HN、LN 较 CK 都降低 24.3%(图 1)。

表 1 氮沉降对上层土壤理化性质的影响

Table 1 Effects of nitrogen deposition on the physical and chemical properties of the upper soil

土壤理化性质 physical-chemical properties of soil	处理 Treatment	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn
pH	CK	5.54±0.01A	5.62±0.03A	5.57±0.04a
	LN	5.38±0.04B	5.47±0.01B	5.55±0.03a
	HN	5.34±0.02B	5.47±0.04B	5.43±0.0.9b
全碳 TC	CK	117.00±8a	123.00±7A	80.00±6b
Total carbon/(g/kg)	LN	103.00±10ab	72.00±2B	78.00±9b
	HN	98.00±8b	113.00±5A	93.00±5a
全氮 TN	CK	4.30±0.04B	6.74±0.44b	6.54±0.30a
Total nitrogen/(g/kg)	LN	6.36±0.78Ab	7.92±0.26a	6.96±0.38a
	HN	7.86±0.56Aa	8.00±0.76a	7.62±0.54a
全磷 TP	CK	0.71±0.06B	0.89±0.06Ba	0.95±0.05a
Total phosphorus/(g/kg)	LN	1.45±0.07A	1.00±0.10ABb	0.84±0.04a
	HN	1.39±0.05A	1.20±0.06Aa	0.97±0.09a
可溶性有机碳 DOC	CK	370.00±95a	427.00±45Bc	451.00±39ABb
Dissolved organic carbon/(mg/kg)	LN	365.00±42a	508.00±37Aa	437.00±31Ba
	HN	321.00±43a	479.00±45ABb	513.00±28Aa
可溶性有机氮 DON	CK	38.00±3a	58.00±9a	22.00±0b
Dissolved organic nitrogen/(mg/kg)	LN	39.00±6a	51.00±5a	23.00±2b
	HN	39.00±7a	47.00±6b	26.00±1a

CK:对照处理,stands for the control treatment;LN:低氮处理,Low nitrogen deposition treatment;HN:高氮处理,High nitrogen deposition treatment

表 2 氮沉降对下层土壤理化性质的影响

Table 2 Effects of nitrogen deposition on the physical and chemical properties of the deeper soil

土壤理化性质 physical-chemical properties of soil	处理 Treatment	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn
pH	CK	5.79±0.14Aa	5.81±0.12Aa	5.67±0.06A
	LN	5.59±0.02ABb	5.60±0.01ABb	5.67±0.02A
	HN	5.43±0.01Ba	5.46±0.08Ba	5.53±0.03B
全碳 TC	CK	55.00±13Aa	45.00±3B	32.00±3B
Total carbon/(g/kg)	LN	34.00±2ABb	57.00±4A	46.00±3A
	HN	26.00±3Ba	44.00±2B	29.00±2B
全氮 TN	CK	2.60±0.22B	3.40±0.266C	3.82±0.46B
Total nitrogen/(g/kg)	LN	3.44±0.38A	5.84±0.18A	5.46±0.20A
	HN	3.02±0.04A	4.60±0.60B	3.96±0.54B
全磷 TP	CK	1.02±0.30a	1.03±0.06B	1.13±0.04A
Total phosphorus/(g/kg)	LN	1.00±0.09a	1.29±0.06A	0.98±0.06B
	HN	0.80±0.06a	1.28±0.05A	0.97±0.05B
可溶性有机碳 DOC	CK	208.00±39a	488.00±55b	501.00±31a
Dissolved organic carbon/(mg/kg)	LN	205.00±50a	490.00±35b	502.00±59a
	HN	254.00±47a	583.00±65a	560.00±44a
可溶性有机氮 DON	CK	18.00±1a	50.00±4Aa	16.00±2a
Dissolved organic nitrogen/(mg/kg)	LN	15.00±1a	36.00±3Bb	14.00±2a
	HN	17.00±2a	46.00±7ABa	16.00±2a

2.2.2 土壤 MBN 对氮沉降的响应

如图 2 所示,上层土壤 MBN 春季 LN 与 CK 差异极显著,HN 与 CK 差异显著,LN 较 CK 上升 11.6%,HN

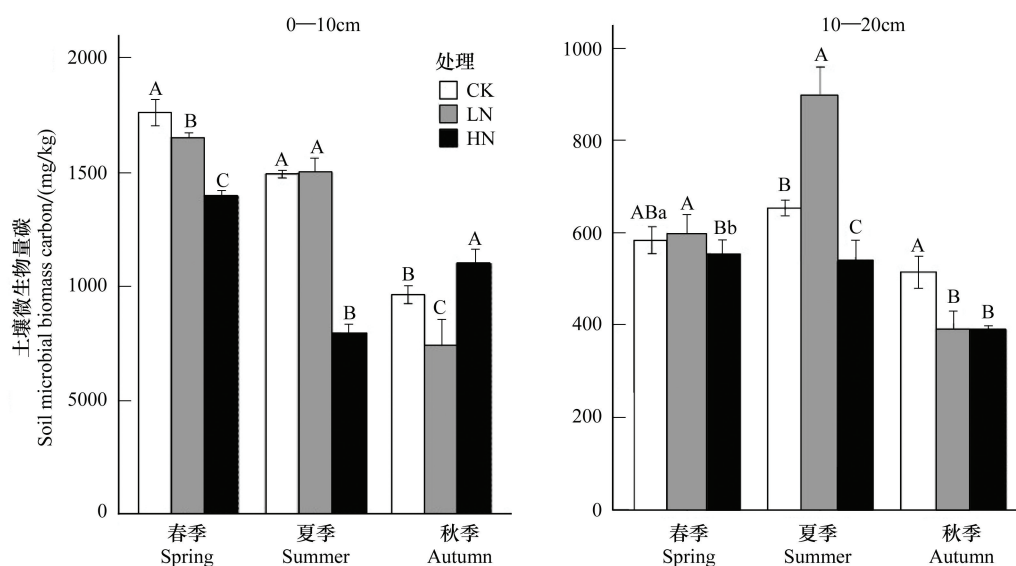


图1 氮沉降对土壤微生物量碳的影响

Fig.1 Effects of nitrogen deposition on soil microbial biomass carbon

较 CK 上升 6.1%;夏季 3 种处理之间差异都极显著, LN 较 CK 降低 9.3%, HN 较 CK 降低 48.9%;秋季 3 种处理之间差异都极显著, LN 较 CK 上升 45.2%, HN 较 CK 升高 34.2%(图 2)。下层土壤 MBN 春季 HN 与 CK 差异极显著, LN 与 CK 差异显著, LN 较 CK 上升 5.1%, HN 较 CK 上升 7.7%;夏季 3 种处理之间均差异极显著, LN 较 CK 下降 37.2%, HN 较 CK 下降 8.3%;秋季 HN 与 CK、LN 都差异极显著, HN 较 CK 升高 75.7%, LN 较 CK 升高 3.5%(图 2)。

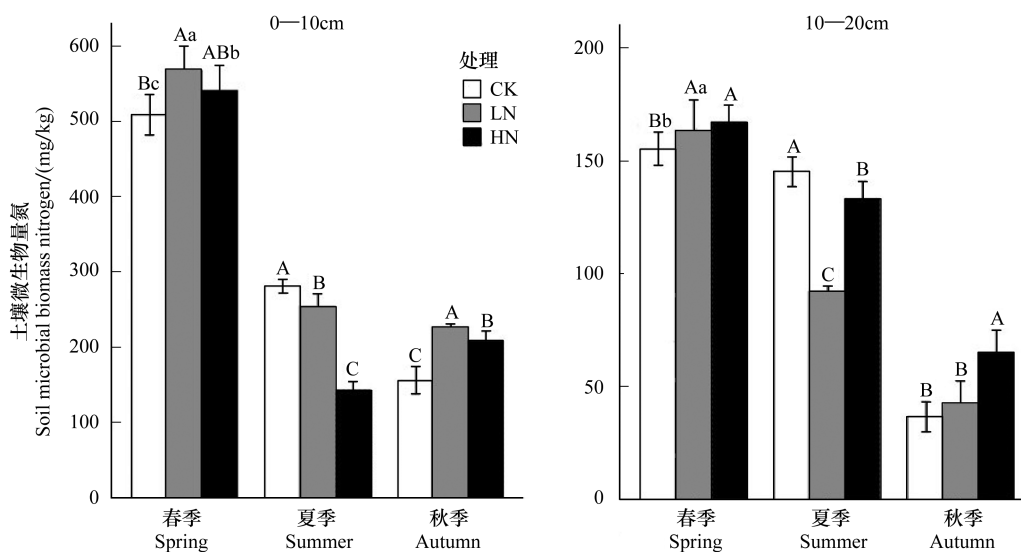


图2 氮沉降对土壤微生物量氮的影响

Fig.2 Effects of nitrogen deposition on soil microbial biomass nitrogen

2.2.3 土壤 MBC/MBN 对氮沉降的响应

由表 3 可见,春季上层土壤 MBC/MBN, 3 种处理之间差异极显著, LN 比 CK 降低 0.55, HN 比 CK 降低 0.88;下层土壤 LN 比 CK 降低 0.12, 差异不显著, HN 比 CK 降低 0.47, 差异极显著。夏季上层土壤 MBC/MBN, LN 与 HN 差异显著, 与 CK 存在极显著差异, LN 比 CK 升高 0.65, HN 比 CK 升高 0.18;下层土壤, LN 比 CK 升高 5.24, 差异极显著, HN 比 CK 降低 0.48, 差异显著。秋季上层土壤 MBC/MBN, 3 种处理之间差异极显著, LN

比 CK 降低 2.85, HN 比 CK 降低 0.89; 下层土壤 3 种处理之间差异都极显著, LN 比 CK 降低 5.01, HN 比 CK 降低 8.05。总体来看, 氮沉降降低了春季和秋季土壤 MBC/MBN, 提高了夏季土壤 MBC/MBN。季节动态表现为: CK 土壤微生物量从春季到秋季表现出升高趋势, 而氮添加处理 (LN 和 HN) 都表现为先升高后降低的趋势。

表 3 氮沉降对土壤微生物量碳氮比的影响

Table 3 Effects of nitrogen deposition on soil microbial biomass carbon and nitrogen ratio

处理 Treatment	春季 Spring		夏季 Summer		秋季 Autumn	
	0—10cm	10—20cm	0—10cm	10—20cm	0—10cm	10—20cm
CK	3.47±0.03A	3.77±0.14A	5.37±0.05Ba	4.56±0.13Ba	6.13±0.26A	14.08±0.74A
LN	2.92±0.08B	3.65±0.08A	6.02±0.14Aa	9.80±0.32A	3.28±0.19C	9.07±1.18B
HN	2.59±0.05C	3.30±0.04B	5.55±0.27Ab	4.07±0.07Bb	5.24±0.16B	6.03±0.33C

2.3 氮沉降背景下土壤微生物量影响因素及其相关性分析

由表 4 可见, 氮添加 (N, N addition)、季节差异 (S, Season) 和土层深度 (D, Depth) 对土壤微生物量影响显著, 且两两因素之间存在交互作用, 3 种因素间互作 (N×S×D) 影响显著。说明氮添加处理并不是唯一影响土壤微生物量的因素, 季节差异和土层深度也是影响土壤微生物量的主要因素。氮添加、季节差异和土层深度都是影响土壤 pH 的主要因素, N×S 对土壤 pH 影响极显著, N×D、S×D, 以及 N×S×D 对土壤 pH 的影响都不显著。

表 4 土壤微生物量碳 (MBC)、氮 (MBN) 多因素方差分析

Table 4 Statistical results of four-way ANOVAs of the effects of on the soil microbial biomass carbon (MBC) and nitrogen (MBN)

变异来源 Source of variation	土壤微生物量碳 Microbial Biomass Carbon		土壤微生物量氮 Microbial Biomass Nitrogen		pH	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
N 添加 N addition (N)	548.431	<0.01	22.420	<0.01	38.275	<0.01
季度 Season (S)	2235.435	<0.01	5980.523	<0.01	6.618	<0.01
土壤深度 Depth (D)	18430.506	<0.01	13617.934	<0.01	24.607	<0.01
N 添加×季度 (N×S)	560.510	<0.01	141.365	<0.01	4.094	<0.01
N 添加×土壤深度 (N×D)	142.784	<0.01	146.992	<0.01	2.221	>0.05
季度×土壤深度 (S×D)	1008.880	<0.01	2279.391	<0.01	3.118	>0.05
N 添加×季度×土壤深度 (N×S×D)	249.619	<0.01	66.364	<0.01	0.402	>0.05

由表 5 可见, 各因素与土壤 MBC 相关分析得出, 氮添加处理的上、下两层土壤 MBC 与 pH 存在负相关关系。CK 的上层土壤 MBC 与 TC 正相关 ($P<0.01$), 与 TN 和 TP 负相关 ($P<0.05$)。而 LN 的 TP 与 MBC 正相关 ($P<0.01$)。DOC 在上层土壤 HN 处理下与 MBC 负相关 ($P<0.01$)。上层土壤 DON 与 MBC 在 LN 处理下正相关 ($P<0.01$), 下层土壤 DON 与 MBC 在 CK 和 LN 处理下均存在正相关关系 ($P<0.01$)。

表 5 土壤微生物量碳与土壤理化性质相关性分析

Table 5 Soil microbial biomass carbon and soil physicochemical property relativity analysis

皮尔森相关系数 Pearson	微生物量碳 Microbial biomass carbon					
	0—10cm			10—20cm		
	CK	LN	HN	CK	LN	HN
pH	0.021	-0.859 **	-0.715	0.465	-0.741	-0.694 *
全碳 T C	0.860 **	0.421	-0.661	0.441	0.519	0.254
全氮 TN	-0.668 *	-0.043	-0.224	-0.315	0.236	-0.100
全磷 T P	-0.809 **	0.776 *	0.455	-0.142	0.957 **	0.099
可溶性有机碳 DOC	-0.439	-0.194	-0.946 **	-0.032	0.008	-0.640
可溶性有机氮 DON	0.374	0.860 **	-0.499	0.866 **	0.894 **	0.443
微生物量氮 MBN	0.934 **	0.689 *	0.933 **	0.806 **	0.316	0.958 **

** 表示极显著相关 ($P<0.01$); * 表示显著相关 ($P<0.05$)

由表 6 可见,氮处理的上层土壤 LN 的 MBN 与 pH 负相关($P<0.01$),下层土壤 HN 的 pH 与之正相关($P<0.01$)。上层土壤 CK 的 TP 与 MBN 存在负相关($P<0.01$),LN 的 TP 与之存在正相关($P<0.05$)。氮处理的上、下层土壤 DOC 与 MBN 均负相关($P<0.01$),上、下层土壤 CK 的 TN 均与 MBN 负相关($P<0.05$),下层土壤 LN 的 TN 与 MBN 负相关($P<0.01$)。总体来看,MBN 与 MBN 之间存在显著的正相关关系。

表 6 土壤微生物量氮与土壤理化性质相关性分析

Table 6 Soil microbial biomass nitrogen and soil physicochemical property relativity analysis

皮尔森相关系数 Pearson	微生物量碳 Microbial biomass carbon					
	0—10cm			10—20cm		
	CK	LN	HN	CK	LN	HN
pH	-0.218	-0.878 **	-0.740 *	0.444	0.777 *	0.804 **
全碳 TC	0.651	0.885 **	-0.384	0.791 *	-0.595	0.007
全氮 T N	-0.865 **	-0.605	-0.033	-0.720 *	-0.807 **	-0.3522
全磷 TP	-0.900 **	0.952 **	0.720 *	-0.335	0.411	-0.156
可溶性有机碳 DOC	-0.524	-0.771 *	-0.950 **	-0.595	-0.894 **	-0.815 **
可溶性有机氮 DON	0.053	0.292	-0.216	0.476	-0.081	0.210
微生物量碳 MBC	0.934 **	0.689 *	0.933 **	0.806 **	0.316	0.958 **

** 表示极显著相关($P<0.01$); * 表示显著相关($P<0.05$)

3 讨论

3.1 氮沉降对土壤理化性质的影响

氮沉降对土壤理化性质的影响主要表现为土壤酸化,显著降低土壤 pH。产生的 NH_4^+ 和 NO_3^- 导致土壤酸化,在硝化过程中 1 mol NH_4^+ 被转化为 NO_3^- 产生 2 mol H^+ ,故 NH_4^+ 沉降比 NO_3^- 沉降更能促进土壤酸化,导致土壤 pH 降低^[9,13]。本研究氮沉降使土壤 pH 降低,且氮沉降对土壤 pH 的影响并没有随着土层深度而减弱,这可能是由于长期模拟氮添加导致 NH_4^+ 、 NO_3^- 淋溶,对下层土壤影响也很明显^[20]。本研究土壤 pH 存在季节性变化,这可能和该地区季节性气候变化以及植物生长对养分吸收有关^[21]。

土壤 TC 和 DOC 都可作为表征土壤碳库的重要指标^[22],Silveira 研究显示氮沉降对土壤 TC 的影响并不显著,这可能是因为土壤总有机碳库变化是长期过程,而且施氮在提高植物初级生产力的同时,也限制了有机质的分解^[23]。周纪东对内蒙草原氮添加频度和强度研究也得出了相同结论^[24]。土壤 DOC 是土壤活性有机质,可以被土壤微生物或植物根系吸收利用,有研究显示土壤 DOC 并不随氮沉降发生规律性变化^[25]。有研究则指出氮沉降对土壤 DOC 含量有抑制作用,且随着氮沉降量的增加而加强^[26]。Nadelhoffer 试验则得出了相反的结论,氮沉降导致土壤 DOC 含量增加^[27]。本研究土壤 DOC 含量随季节变化表现不同,可能受到不同季节土壤温度和水分、微生物、根分泌物、凋落物量等因素的影响。

土壤氮素是植物生长的重要元素之一,土壤 TN 和 DON 也是衡量土壤氮肥的重要指标。有研究显示,氮沉降并没有增加土壤 TN,可能是土壤微生物和植物对外源氮的吸收和氮的挥发,从而导致 TN 维持在稳定水平^[28-29]。本研究氮沉降对上层土壤 TN 影响不显著,但 LN 促进了下层土壤 TN,这可能是因为氮素的长期淋溶和下层土壤生物作用减弱导致土壤下层氮积累。闫聪微等研究表明土壤 DON 随氮沉降增加而增加^[30],但元晓春等研究指出,氮沉降对土壤 DON 没有显著影响^[31]。本研究与元晓春等的研究结论相似,这可能是由于土壤中氮的矿化速率随氮沉降增大而增加所导致。

土壤磷被认为是森林生态系统除氮限制外的第二大限制因子^[32]。氮沉降主要通过改变土壤碳氮比、微生物组成、与磷循环有关酶类和土壤铁、铝离子流动性而改变土壤磷循环^[33]。张继舟研究指出,氮沉降并没有改变土壤 TP^[34],也有研究指出氮沉降增加了土壤 TP^[35]或降低^[25]。本研究氮沉降在春、夏两季增加 TP,但秋季对下层土壤 TP 有抑制作用。

3.2 氮沉降对土壤 MBC、MBN 的影响

氮沉降主要通过改变土壤理化性质、酶活性、微生物群落结构和凋落物分解速率来改变土壤微生物量。本研究土壤微生物量随土层深度而减少,这与周嘉聪结论一致^[36]。随着土壤层加深,土壤中有机质含量降低、土壤微生物可利用物质含量下降、气体交换减少等导致微生物含量下降。

本研究土壤微生物量具有明显的季节动态,且 MBC 和 MBN 表现不一致。MBC 和 MBN 春季最高、秋季最低,与赵玉涛^[37]在该试验样地的结论相似。可能是因为春季植物刚开始生长,对土壤中营养物质的需求并不强烈,到夏季生长旺盛阶段,对营养物质的吸收加强,微生物可利用营养物质含量下降导致微生物量下降。秋季下降可能是由于温度限制了土壤微生物生长。在中国南方地区,由于秋季温度不是主要限制因子,周世兴^[38]等得出土壤微生物量反而升高,原因是秋季凋落物增加了土壤中微生物可利用营养物质。

本研究中,氮沉降量对土壤微生物量影响也有显著作用。LN 使上层土壤 MBC 降低,但对下层土壤在春、夏两季有促进作用,HN 则抑制 MBC,这与郭依秋^[39]得出的结论相似。Jana 等^[40]在哈佛森林试验表明,氮沉降降低 MBC 可能与土壤微生物群落结构发生变化有关。MBC 降低可能是由于氮添加使得土壤酸化^[41],随着添加氮的向下淋溶,底层土壤中可利用氮含量增加,进而对下层土壤微生物产生促进作用^[42]。氮添加对 MBN 在春、秋两季有促进作用,但是在夏季有抑制作用。涂利华^[43]等研究指出,氮添加增加了不同季节土壤 MBN,本研究中夏季的研究结果与其存在差异。氮沉降导致土壤 MBC 和 MBN 反映不一致可能是由于土壤微生物群落结构发生变化^[44]。氮添加具有营养富集效应,可使喜氮微生物或者利用小分子物质的微生物优先生长,氮沉降通过对土壤碳、氮转换酶的抑制或促进而改变土壤微生物量,特别是与木质素与纤维素分解有关的酶^[45-46]。氮沉降还可以通过改变凋落物中碳氮比和木质素/氮,进而影响微生物对凋落物的分解。氮沉降早期,土壤酶、凋落物长期处于氮限制状态,氮添加可能对微生物分解凋落物产生促进作用,导致微生物量增加^[47-48];而在氮饱和地区则会出现抑制作用。

3.3 氮沉降背景下影响土壤微生物量的其他因素

森林土壤微生物量对氮沉降的响应还受到林型、土壤采集时间和深度等因素的影响。郭萍萍等研究指出,氮沉降降低了 0—10 cm 土壤微生物量,但对下层土壤没有影响^[49]。Grayston 指出不同植物种类具有不同的微生物群落,由于不同植物分泌酶等物质的不同,根系周围的微生物存在差异^[50]。土壤微生物量存在明显的季节变化,微生物的生长与土壤的干湿交替、植物生长对养分的利用等有关。有研究指出,在生长季土壤微生物量的峰值出现在夏季,因为夏季具有较好的水热条件,有利于微生物生长^[41,51]。有研究则得出不同结论,夏季由于植物生长旺盛,对土壤养分利用率较高,微生物可利用养分受到限制,导致生物量降低;秋季植物生长速度下降,对养分需求减弱,土壤微生物可利用养分增加,导致生物量增加^[52]。本研究由春季到秋季,土壤微生物量呈递减趋势,可能是因为在春季土壤中可利用的氮素经过冬季的积累,可充分满足土壤微生物生长所需,且土壤湿度在冬季融雪后也得到改善;夏季由于干湿交替加剧,植物生长对养分消耗增加,土壤微生物量下降;秋季由于植物生长减慢、气温降低,进一步抑制了土壤微生物生长。有研究也表明长白山天然次生林土壤有效氮含量随生长季而呈递减趋势^[15]。氮添加强度对土壤微生物量也会产生不同影响,表现出 LN 促进和 HN 抑制^[49,24],也有研究发现 LN 和 HN 处理同时促进或同时抑制^[53]。

4 结论

长白山天然次生林土壤 pH 在氮沉降的作用下降低。上层土壤 TC、TN 在氮沉降下变化较小,却显著增加了下层土壤 TC、TN 的含量。氮沉降增加了土壤春、夏两季 TP 含量,但在秋季 LN 处理对 TP 有抑制作用,且下层土壤作用显著。氮沉降对土壤 DOC、DON 的影响不显著。

上层土壤 MBC 春季到秋季为递减趋势,下层土壤春季到秋季为先升后降趋势,且上、下层土壤差异显著。氮处理在春季对上层土壤 MBC 有抑制作用,HN 在夏季表现出抑制作用,在秋季有促进作用,LN 在秋季有抑制作用。在春、夏两季 LN 对下层土壤 MBC 有促进作用,秋季有抑制作用,HN 在 3 个季节都有抑制作用。土

壤 MBN 表现为上、下层土壤由春季到秋季递减的趋势,且上、下层土壤 MBN 差异显著。氮处理促进了春、秋两季土壤 MBN,但是在夏季有抑制作用。氮沉降降低了春季和秋季土壤 MBC/MBN,提高了夏季土壤 MBC/MBN。

氮添加强度、季节变化和土层深度对土壤微生物量的影响都很显著,且三者之间的互作明显,说明氮沉降对长白山天然次生林土壤微生物量的影响并非单独作用。在同一区域研究中,氮沉降对土壤微生物量的影响表现出时空动态,即时间动态表现为不同季节,空间动态表现为不同土层。未来研究在重视年际变化的同时,也要注重时空动态对氮沉降作用表现出的差异。

参考文献 (References):

- [1] Pinder R W, Davidson E A, Goodale C L, Greaver T L, Herrick J D, Liu L L. Climate change impacts of US reactive nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(20): 7671-7675.
- [2] Liu X J, Zhang Y, Han W X, Tang A H, Shen J L, Cui Z L, Vitousek P, Erisman J W, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang F S. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 2013, 494(7438): 459-462.
- [3] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(5878): 889-892.
- [4] Hãnová I, Kurfürst P, Stráník V, Modlák M. Nitrogen deposition to forest ecosystems with focus on its different forms. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 791-798.
- [5] 樊后保, 黄玉梓, 袁颖红, 李燕燕, 黄荣珍, 樊海燕. 森林生态系统碳循环对全球氮沉降的响应. *生态学报*, 2007, 27(7): 2997-3009.
- [6] Botez F, Postolache C. Nitrogen deposition impact on terrestrial ecosystems. *Romanian Biotechnological Letters*, 2013, 18(6): 8723-8742.
- [7] Li J, Li Z A, Wang F M, Zou B, Chen Y, Zhao J, Mo Q F. Effects of nitrogen and phosphorus addition on soil microbial community in a secondary tropical forest of China. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(2): 207-215.
- [8] Mo J M, Fang H, Zhu W X, Zhou G Y, Lu X K, Fang Y T. Decomposition responses of pine (*Pinus massoniana*) needles with two different nutrient-status to N deposition in a tropical pine plantation in southern China. *Annals of Forest Science*, 2008, 65(4): 405-405.
- [9] Lu X K, Mao Q G, Gilliam F S, Luo Y Q, Mo J M. Nitrogen deposition contributes to soil acidification in tropical ecosystems. *Global Change Biology*, 2014, 20(12): 3790-3801.
- [10] Menge D N L, Hedin L O, Pacala S W. Nitrogen and phosphorus limitation over long-term ecosystem development in terrestrial ecosystems. *PLoS One*, 2012, 7(8): e42045.
- [11] Pignataro A, Moscatelli M C, Mocali S, Grego S, Benedetti A. Assessment of soil microbial functional diversity in a coppiced forest system. *Applied Soil Ecology*, 2012, 62: 115-123.
- [12] 张海燕, 肖延华, 张旭东, 李军, 席联敏. 土壤微生物量作为土壤肥力指标的探讨. *土壤通报*, 2006, 37(3): 422-425.
- [13] 单文俊, 王庆贵, 闫国永, 邢亚娟. 基于土壤微生物的碳氮互作效应综述. *中国农学通报*, 2016, 32(23): 65-71.
- [14] 赵超, 彭赛, 阮宏华, 张雅坤. 氮沉降对土壤微生物影响的研究进展. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2015, 39(3): 149-155.
- [15] 胡艳玲, 韩士杰, 李雪峰, 赵玉涛, 李东. 长白山原始林和次生林土壤有效氮含量对模拟氮沉降的响应. *东北林业大学学报*, 2009, 37(5): 36-38, 42-42.
- [16] Brookes P C, Kragt J F, Powlson D S, Jenkinson D S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: the effects of fumigation time and temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17(6): 831-835.
- [17] 林先贵. 土壤微生物研究原理与方法. 北京: 高等教育出版社, 2014: 73-77.
- [18] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703-707.
- [19] 李宇庆, 陈玲, 赵建夫. 土壤全氮测定方法的比较. *广州环境科学*, 2006, 21(3): 28-29.
- [20] Pietri J C A, Brookes P C. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(7): 1856-1861.
- [21] 檀满枝, 詹其厚, 陈杰. 基于信息熵原理的土壤 pH 影响因素空间相关性分析. *土壤*, 2007, 39(6): 953-957.
- [22] 魏春兰, 马红亮, 高人, 尹云锋, 陈仕东, 杨柳明. 模拟氮沉降对森林土壤可溶性有机碳的影响. *亚热带资源与环境学报*, 2013, 8(4): 16-24.
- [23] Silveira M L, Liu K S, Sollenberger L E, Follett R F, Vendramini J M B. Short-term effects of grazing intensity and nitrogen fertilization on soil organic carbon pools under perennial grass pastures in the southeastern USA. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58: 42-49.
- [24] 周纪东, 史荣久, 赵峰, 韩斯琴, 张颖. 施氮频率和强度对内蒙古温带草原土壤 pH 及碳、氮、磷含量的影响. *应用生态学报*, 2016, 27(8): 2467-2476.
- [25] Zhang N L, Wan S Q, Li L H, Bi J, Zhao M M, Ma K P. Impacts of urea N addition on soil microbial community in a semi-arid temperate steppe

- in northern China. *Plant and Soil*, 2008, 311(1/2): 19-28.
- [26] 汪金松, 赵秀海, 张春雨, 李化山, 王娜, 赵博. 模拟氮沉降对油松林土壤有机碳和全氮的影响. *北京林业大学学报*, 2016, 38(10): 88-94.
- [27] Nadelhoffer K J, Emmett B A, Gundersen P, Kjaars O J, Koopmans C J, Schleppi P, Tietema A, Wright R F. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature*, 1999, 398(6723): 145-148.
- [28] 李秋玲, 肖辉林, 曾晓舵, 冯乙晴, 莫江明. 模拟氮沉降对森林土壤化学性质的影响. *生态环境学报*, 2013, 22(12): 1872-1878.
- [29] Zhang Y H, Han X, He N P, Long M, Huang J H, Zhang G M, Wang Q B, Han X G. Increase in ammonia volatilization from soil in response to N deposition in Inner Mongolia grasslands. *Atmospheric Environment*, 2014, 84: 156-162.
- [30] 闫聪微, 马红亮, 高人, 尹云锋, 陈仕东. 模拟氮沉降对中亚热带森林土壤中可溶性氮含量的影响. *环境科学研究*, 2012, 25(6): 678-684.
- [31] 元晓春, 陈岳民, 袁硕, 郑蔚, 司友涛, 元志鹏, 林伟盛, 杨玉盛. 氮沉降对杉木人工幼林土壤溶液可溶性有机物质浓度及光谱学特征的影响. *应用生态学报*, 2017, 28(1): 1-11.
- [32] Ippolito J A, Blecker S W, Freeman C L, McCulley R L, Blair J M, Kelly E F. Phosphorus biogeochemistry across a precipitation gradient in grasslands of central North America. *Journal of Arid Environments*, 2010, 74(8): 954-961.
- [33] 陈美领, 陈浩, 毛庆功, 朱晓敏, 莫江明. 氮沉降对森林土壤磷循环的影响. *生态学报*, 2016, 36(16): 4965-4976.
- [34] 张继舟, 倪红伟, 王建波, 王立民, 王宏韬. 氮沉降和 CO₂ 浓度增加对土壤磷素含量的影响. *中国农学通报*, 2013, 29(17): 182-187.
- [35] 李银, 曾曙才, 黄文娟. 模拟氮沉降对鼎湖山森林土壤酸性磷酸单酯酶活性和有效磷含量的影响. *应用生态学报*, 2011, 22(3): 631-636.
- [36] 周嘉聪, 刘小飞, 郑永, 纪宇骅, 李先锋, 徐鹏程, 陈岳民, 杨玉盛. 氮沉降对中亚热带米槠天然林微生物生物量及酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(1): 127-135.
- [37] 赵玉涛, 韩士杰, 李雪峰, 胡艳玲. 模拟氮沉降增加对土壤微生物量的影响. *东北林业大学学报*, 2009, 37(1): 49-51.
- [38] 周世兴, 邹秤, 肖永翔, 向元彬, 韩博涵, 唐剑东, 罗超, 黄从德. 模拟氮沉降对华西雨屏区天然常绿阔叶林土壤微生物生物量碳和氮的影响. *应用生态学报*, 2017, 28(1): 12-18.
- [39] 郭依秋, 范秀华, 汪金松, 金冠一. 太岳山油松林土壤微生物量对模拟氮沉降的响应. *应用与环境生物学报*, 2013, 19(4): 605-610.
- [40] Compton Jana EC, Watrud Lidia S W, Porteous L Arlene P, DeGroot S. Response of soil microbial biomass and community composition to chronic nitrogen additions at Harvard forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 143-158.
- [41] 袁颖红, 樊后保, 李燕燕, 刘文飞, 廖迎春, 沈芳芳, 黄荣珍. 模拟氮沉降对土壤酸化和土壤盐基离子含量的影响[J]. *应用与环境生物学报*, 2011, 17(4): 461-466.
- [42] Manning P, Saunders M, Bardgett R D, Bonkowski M, Bradford M A, Ellis R J, Kandeler E, Marhan S, Tschirko D. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(3): 688-698.
- [43] 涂利华, 戴洪忠, 胡庭兴, 张健, 雒守华. 模拟氮沉降对华西雨屏区撑绿杂交竹林土壤呼吸的影响. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 829-836.
- [44] Höglberg M N, Briones M J I, Keel S G, Metcalfe D B, Campbell C, Midwood A J, Thornton B, Hurry V, Linder S, Näsholm T, Höglberg P. Quantification of effects of season and nitrogen supply on tree below-ground carbon transfer to ectomycorrhizal fungi and other soil organisms in a boreal pine forest. *New Phytologist*, 2010, 187(2): 485-493.
- [45] He H B, Zhang W, Zhang X D, Xie H T, Zhuang J Z. Temporal responses of soil microorganisms to substrate addition as indicated by amino sugar differentiation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1155-1161.
- [46] DeForest J L, Zak D R, Pregitzer K S, Burton A J. Atmospheric nitrate deposition and the microbial degradation of cellobiose and vanillin in a northern hardwood forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(6): 965-971.
- [47] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应. *生态学报*, 2004, 24(7): 1413-1420.
- [48] 邓小文, 张岩, 韩士杰, 李晓峰, 李考学, 李雪峰. 外源氮输入对长白山红松凋落物早期分解的影响. *北京林业大学学报*, 2007, 29(6): 16-22.
- [49] 郭萍萍, 郑丽丽, 黄幸然, 吴旺旺, 卓振华, 易志刚. 模拟大气氮沉降对不同树种土壤微生物生物量的影响. *生态环境学报*, 2015, 24(5): 772-777.
- [50] Grayston S J, Prescott C E. Microbial communities in forest floors under four tree species in coastal British Columbia. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(6): 1157-1167.
- [51] 宋蕾, 林允伟, 金光泽. 模拟氮沉降对典型阔叶红松林土壤微生物生物量碳氮的影响. *南京林业大学学报: (自然科学版)*, 2017, 41(5): 7-12.
- [52] 刘爽, 王传宽. 五种温带森林土壤微生物生物量碳氮的时空格局. *生态学报*, 2010, 30(12): 3135-3143.
- [53] 许可, 王春梅, 张艺, 杨欣桐, 刘卫敏. 模拟大气氮沉降对温带森林土壤微生物群落结构的影响. *生态学杂志*, 2016, 35(10): 2676-2683.