

模拟氮沉降对湿性常绿阔叶次生林土壤碳氮组分和酶活性的影响

孙宇¹, 彭天驰¹, 李顺¹, 周培¹, 王婷¹, 钱学诗¹,
刘泉鹏², 陈雨琴¹, 马豪宇¹, 李曾燕¹, 涂利华¹

(1. 四川农业大学林学院, 长江上游森林资源保育与生态安全国家林业局重点实验室,
成都 611130; 2. 山西大学附属中学, 太原 030000)

摘要: 为了研究氮沉降对次生林土壤碳氮组分和酶活性的影响, 以华西雨屏区湿性常绿阔叶次生林为对象, 从2014年1月起进行野外定位模拟氮沉降试验, 分别设置对照(CK, +0 g/(m²·a))、低氮(LN, +5 g/(m²·a))和高氮(HN, +15 g/(m²·a))3个氮添加水平。在氮沉降进行27个月后, 按照腐殖质层和淋溶层表层进行取样, 测定不同土层土壤总有机碳(TOC)、可浸提溶解性有机碳(EDOC)、易氧化碳(ROC)、全氮(TN)、硝态氮(NO₃⁻-N)和铵态氮(NH₄⁺-N)含量以及蔗糖酶、脲酶、酸性磷酸酶和多酚氧化酶活性。结果表明: 模拟氮沉降显著增加该次生林腐殖质层土壤的TOC和NH₄⁺-N含量, 显著增加腐殖质层和淋溶层表层土壤的NO₃⁻-N含量, 腐殖质层土壤C/N显著升高。淋溶层表层土壤TOC、NH₄⁺-N、C/N以及2层土壤的EDOC、ROC、TN和NH₄⁺-N/NO₃⁻-N均无显著影响。2层土壤的多酚氧化酶活性均随着氮添加量的升高而降低, 其中淋溶层表层达到显著差异。模拟氮沉降对蔗糖酶、脲酶和酸性磷酸酶活性均无显著影响。腐殖质层中, NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量与TOC含量存在极显著正相关关系。2层土壤的多酚氧化酶活性均与NO₃⁻-N含量呈极显著负相关。结果说明, 模拟氮沉降使该次生林中原本较高的腐殖质层土壤TOC含量进一步显著增加, 并且促进土壤无机氮的积累, 而模拟氮沉降对多酚氧化酶的抑制作用更加有利于土壤有机质的积累。

关键词: 氮沉降; 次生林; 土壤碳组分; 土壤氮组分; 土壤酶活性

中图分类号: S714

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2019)02-0235-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.02.037

Effects of Simulated Nitrogen Deposition on Soil Carbon and Nitrogen Fractions and Enzyme Activity in Moist Evergreen Broad-leaved Secondary Forest

SUN Yu¹, PENG Tianchi¹, LI Shun¹, ZHOU Pei¹, WANG Ting¹, QIAN Xueshi¹,
LIU Xiaopeng², CHEN Yuqin¹, MA Haoyu¹, LI Zengyan¹, TU Lihua¹

(1. Key Laboratory on Forest Resources Conservation and Ecological Security in the Upper
Reaches of the Yangtze River, National Forestry Administration, College of Forestry, Sichuan

Agricultural University, Chengdu 611130; 2. Shanxi University Affiliated High School, Taiyuan 030000)

Abstract: In order to study the effects of nitrogen deposition on soil carbon and nitrogen fractions and enzyme activity in secondary forests, we took the moist evergreen secondary forests in rainy area of west China as the object. A simulated nitrogen deposition experiment in the field was conducted from January 2014. The addition levels of nitrogen included control (CK, +0 g/(m²·a)), low nitrogen (LN, +5 g/(m²·a)) and high nitrogen (HN, +15 g/(m²·a)). After 27 months of nitrogen deposition, soil samples of the humus layer and the surface of the leaching layer were collected to measure the contents of soil total organic carbon (TOC), extractable dissolved organic carbon (EDOC), readily oxidizable carbon (ROC), total nitrogen (TN), NO₃⁻-N, NH₄⁺-N as well as enzyme activities of sucrase, urease, acid phosphatase and polyphenol oxidase. The results showed that simulated nitrogen deposition significantly increased contents of TOC and NH₄⁺-N in the humus layer, and the contents of NO₃⁻-N in the humus layer and the surface of the leaching layer, and increased significantly the value of C/N in the humus layer of the secondary forest. The contents of TOC, NH₄⁺-N and C/N in the surface of the leaching layer and the contents of EDOC, ROC,

收稿日期: 2018-09-14

资助项目: 国家自然科学基金项目(31300522); 四川省教育厅重点项目(17ZA0310); 四川农业大学创新训练计划项目(201710626003)

第一作者: 孙宇(1995—), 女, 在读硕士研究生, 主要从事森林土壤生态学研究。E-mail: sunyustudent@163.com

通信作者: 涂利华(1983—), 男, 教授, 主要从事全球变化与森林生态学研究。E-mail: tulhsicau@163.com

TN and ammonium nitrate ratios in the two kinds of soil layers were not influenced by simulated nitrogen deposition. The polyphenol oxidase activity of the two soil layers decreased with the increasing of nitrogen addition, and the difference in surface of the leaching layer was significant. Simulated nitrogen deposition had no significant effect on the activities of invertase, urease and acid phosphatase. In the humus layer, there was a very significant positive correlation between the contents of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and the TOC. The polyphenol oxidase activities were significantly negatively correlated with the $\text{NO}_3^- - \text{N}$ content in the two soil layers. The results showed that the simulated nitrogen deposition further increased the TOC content in the humus layer of the secondary forest, and promoted the accumulation of soil inorganic nitrogen. The inhibition of simulated nitrogen deposition on polyphenol oxidase was more conducive to the accumulation of soil organic matter.

Keywords: nitrogen deposition; secondary forest; soil carbon fractions; soil nitrogen fractions; enzyme activity

在过去几十年中,受人类食物生产和能源生产等活动的影响,全球活性氮的生成和沉降速率大大增加,预计到 2050 年,全球氮沉降量将增加至 200 Tg/a,比 1995 年高 1 倍^[1]。由于氮沉降的空间变异性,部分地区的氮沉降量会远超平均值。过量的大气氮沉降已经威胁到多数生态系统的功能和结构,对陆地生态系统来说,集中体现在氮沉降对碳蓄积能力、土壤氮循环过程及土壤酸化等方面的影响^[2]。

森林生态系统是陆地生态系统的主体,森林土壤碳储量占全球地下碳库的 70%^[3]。由于碳氮循环之间紧密的耦合关系,氮沉降对森林地下碳库产生严重干扰,主要通过改变森林生态系统凋落物量、凋落物分解、土壤呼吸和有机碳的稳定性影响土壤有机碳库^[4]。目前,众多施氮或模拟氮沉降试验中对有机碳库的影响还没有统一定论,存在氮沉降促进碳固定和不能促进碳固定 2 种相反的研究结果。Vries 等^[5]在全球尺度上对森林生态建立模型发现,氮沉降可增加森林碳汇,其中 40% 通过土壤固定;而 Gu 等^[6]通过建立模型分析得出,长期施氮会减少土壤碳积累。土壤有机碳的短暂波动主要由易氧化和易分解活性有机碳的变化引起,土壤活性有机碳又作为土壤生物化学转换的直接碳源^[7],因此活性有机碳可以及时反映氮沉降对森林地下碳库的影响。

无机氮是植物从土壤中直接吸收氮素的主要形态,其主要以铵态氮和硝态氮形式存在。氮沉降改变土壤原来的氮库状态,对森林生态系统氮循环产生影响。氮添加增加土壤无机氮含量,并通过促进植物生长,增加植物地上和地下部分氮库,同时也提高凋落物有机氮输入^[8],生态系统无机氮和有机氮输入的增加会促进土壤氮库贮存。但持续施氮后硝态氮的富集易造成土壤酸化,植物生长与固氮作用相关的微生物活动受到抑制,当生态系统氮饱和时,硝酸根大量淋溶,氮的外流量大于氮输入时导致土壤氮库损失^[2]。氮沉降通过促进土壤氮素的矿化作用,增加土壤中的无机氮含量,而 Aber 等^[9]发现在氮饱和和生态

系统中,氮增加抑制土壤有机氮矿化。因此,研究氮沉降对森林土壤无机氮的影响对了解森林生态系统生产力及氮素周转具有重要意义。

土壤酶是土壤的有机质分解和养分循环过程中重要的调节因子,现研究多集中在与有机质分解相关的水解酶和与有机质腐殖化相关的氧化酶方面。氮沉降通过氮输入改变土壤理化性质和养分含量,改变土壤微生物的群落结构和微生物对底物的利用模式^[10],从而影响土壤酶活性。各地区氮添加对土壤水解酶和氧化酶的研究结果存在差异,如有研究^[11]认为,氮添加促进碳、氮和磷水解酶活性,但也有研究^[12]表明,氮添加抑制碳、氮和磷水解酶活性。土壤中氮有效性的高低也使得氮添加对氧化酶活性的影响不同^[13]。不同方向酶活性的改变影响微生物对有机质和凋落物的分解利用,进而影响土壤碳储存和养分循环。

次生林是全球的重要碳汇,通过模型研究^[14]表明,氮沉降对全球碳汇的贡献中有 25% 是通过促进次生林碳吸存实现的。目前我国次生林占全国森林面积的 57%,已成为我国森林的主体。此外,我国绝大多数亚热带次生林还处于较年轻的阶段,具有很大的生长潜力和固碳潜力。然而,国内外关于氮沉降对次生林生态系统过程和特征的影响缺乏足够的关注。而且“华西雨屏区”中心地带的年均氮湿沉降量约为 95 kg/(hm² · a),处于中国最高水平^[15]。基于以上认识,本研究通过野外模拟氮沉降试验的方式,以“华西雨屏区”中心地带雅安碧峰峡湿性常绿阔叶次生林为对象,研究氮沉降增加下次生林土壤碳氮组分的响应,为更加深入地理解氮沉降对次生林生态系统地下生态过程的潜在影响提供理论依据与数据支撑。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

研究区在四川省雅安市雨城区碧峰峡(30°04'N, 103°00'E),≥10℃积温 5 231℃,年均气温 16.2℃,最冷月为 1 月,平均气温 6.1℃,最热月为 7 月,平均

气温 25.4℃, 全年平均地温 18.1℃。年均日照时间 1 040 h, 全年太阳辐射总量 3 640 MJ/cm²。无霜期 304 d, 年平均降水量 1 772 mm, 年蒸发量 1 011 mm, 全年相对湿度 79%。气候温和湿润, 属亚热带湿润季风型山地气候。试验地位于碧峰峡自然保护区千家山林班, 为亚热带湿性常绿阔叶次生林, 海拔约 1 026 m, 坡度平缓(<5°), 土壤类型为山地黄壤, 土层厚度>60 cm, 林地条件基本一致。主要树种有木荷(*Schimasuperba*)、硬斗石栎(*Lithocarpus shan-cei*)、海桐(*Pittosporum tobira*)、润楠(*Machilus ping-gii*)、总状山矾(*Symplocos botryantha*)、柃木(*Eurya japonica*)、青榨槭(*Acer davidii*)、大叶石栎(*Lithocarpus megalophyllus*)、野漆(*Toricodendron succedanea*)、深裂中华槭(*Acer sinense*)、利川润楠(*Machilus lichuanensis*)、肉桂(*Cinnamomum cassia*)和山茶(*Camellia japonica*)等。

1.2 试验设计

2013 年 11 月, 在样地内选择具有代表性的林地作为氮沉降试验样地。在样地中建立 12 个 20 m×20 m 的样方。用硝酸铵(NH₄NO₃)进行氮沉降处理, 参考美国 Harvard Forest 模拟氮沉降试验^[9]并结合当地背景氮沉降量设置对照(CK, +0 g/(m²·a))、低氮(LN, +5 g/(m²·a))和高氮(HN, +15 g/(m²·a))3 个氮添加水平(低氮和高氮模拟当地大气氮沉降增加约 50%和约 150%的情景), 每个处理设 4 个重复。将年施用量平均分成 12 等份, 于 2014 年 1 月开始, 每月下旬对各样方进行定量模拟氮沉降处理, 即将各样方所需 NH₄NO₃ 溶解在 20 L^[16]清水中(全年增加的水量相当于新增降水 0.6 mm), 用喷雾器在该水平样方中来回均匀喷洒, CK 只喷洒等量的清水, 清水取自山中溪水。

1.3 样品采集与测定方法

在对样地的前期调查发现, 样地腐殖质层厚度约 10 cm, 且空间变异小, 土壤取样时分为 2 个土层进行取样, 即土壤腐殖质层(基本在 0—10 cm)和土壤淋溶层表层(腐殖质层往下 10 cm, 基本在 10—20 cm)。分别于 2016 年 4、7、10 月以及 2017 年 1 月, 在每块样地中随机选取 5 个点用土钻钻取土壤腐殖质层和淋溶层表层土样, 均匀混合后编号带回实验室。将带回的土壤通过四分法分出一部分挑除可见根系、石砾和动物残体后过 2 mm 筛, 编号后装入袋中于 4℃低温保存, 并尽快测定各酶活性指标; 另一部分土壤平铺于室内自然风干后, 挑除可见根系、石砾和动物残体过 2.0、2.5 mm 筛, 编号后常温密封保存, 测定各碳氮组分含量。

测定的土壤碳氮组分包括总有机碳(TOC)、可浸提溶解性有机碳(EDOC)、易氧化碳(ROC)、全氮

(TN)、硝态氮(NO₃⁻-N)和铵态氮(NH₄⁺-N)。TOC 采用重铬酸钾(K₂Cr₂O₇)外加热法(LY/T 1237—1999)测定; 土壤 EDOC 采用 0.5 mol/L 硫酸钾(K₂SO₄)提取, 过 0.45 μm 微孔滤膜后, 用总有机碳分析仪测定; ROC 用高锰酸钾(KMnO₄)氧化法测定; TN 采用半微量凯氏法(LY/T 1228—1999)测定; NO₃⁻-N 用紫外分光光度法测定; NH₄⁺-N 用 2 mol/L 氯化钾(KCl)浸提—靛酚蓝(C₁₈H₁₆N₂O)比色法测定。测定的土壤酶包括蔗糖酶、脲酶、酸性磷酸酶和多酚氧化酶, 分别采用 3, 5—二硝基水杨酸(C₇H₄N₂O₇)比色法、柠檬酸(C₆H₈O₇)比色法、磷酸苯二钠(C₆H₅Na₂O₄P)比色法和邻苯三酚(C₆H₆O₃)比色法测定。各指标测定均重复 3 次。

1.4 数据处理与分析

利用 Excel 2010 (Microsoft Corp. Redmond, USA) 软件对试验数据进行整理及均值的计算, 采用 SPSS 20.0 (IBM SPSS Inc. Chicago, USA) 软件进行数据统计分析, 利用重复测量方差分析以及多重比较法(LSD)分析不同氮浓度处理对土壤碳组分、氮组分和酶活性的影响, 利用 Pearson 相关分析对各指标进行相关性分析。方差分析前, 对数据进行方差齐性(Levine's test)检验。采用 SigmaPlot 12.5 (Systat Software Inc. Chicago, USA) 软件进行绘图。所有统计显著水平均为 α=0.05。

2 结果与分析

2.1 模拟氮沉降对土壤碳组分的影响

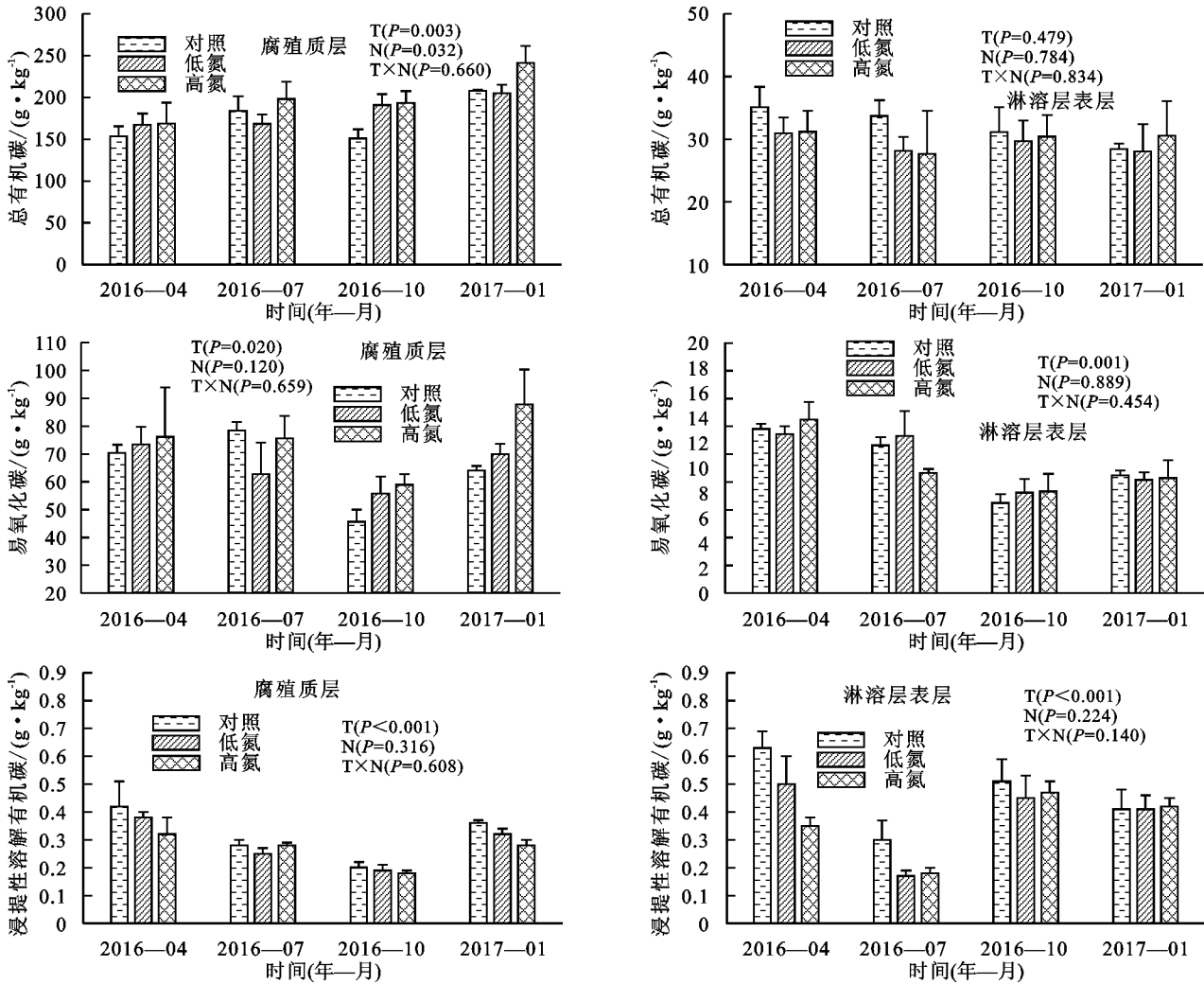
重复测量方差分析表明, 模拟氮沉降显著增加该次生林腐殖质层土壤 TOC 含量, HN 处理时年均土壤 TOC 含量为 (200.49±7.67) g/kg, 较 CK 增加 15% (图 1 和表 1)。氮添加处理未显著影响腐殖质层和淋溶层表层土壤的 ROC 和 EDOC 含量 (图 1)。2 个土层中, ROC 占 TOC 的比例均保持在 37%, 未受施氮作用的影响。该次生林腐殖质层土壤的 TOC 和 ROC 含量均大于淋溶层表层土壤, 而 EDOC 含量在 2 个土层中较相近 (图 1)。土壤 EDOC 含量表现出极显著的季节变化, 腐殖质层土壤 EDOC 含量在秋季时最低, 淋溶层表层土壤夏季时最低 (图 1)。腐殖质层土壤的 TOC 和 2 层土壤的 ROC 也表现出显著的季节变化, 其中 ROC 含量在秋季时最低 (图 1)。

2.2 模拟氮沉降对土壤氮组分的影响

由表 1 可以看出, 整个研究阶段中该次生林腐殖质层和淋溶层表层的土壤 NO₃⁻-N 占无机氮含量的 60%。重复测量方差分析结果显示, 模拟氮沉降显著增加腐殖质层土壤 NH₄⁺-N 含量, HN 处理与 CK 间差异显著 (图 2 和表 1)。土壤 NO₃⁻-N 含量随施氮

量的升高而增加,腐殖质层和淋溶层表层土壤均表现为 HN 显著大于 CK,与 CK 相比,分别增加 40%和 85%。从年平均值来看,模拟氮沉降促进土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量的积累。该次生林腐殖质层土壤的 TN 和 NO_3^--N 含量均高于淋溶层表层土壤,而 2 个土层的 NH_4^+-N 含量较接近(图 2)。该次生林土壤 NH_4^+-N

和 NO_3^--N 含量具有极显著的季节变化模式,腐殖质层和淋溶层表层土壤 NO_3^--N 含量均表现为冬季最高,而 NH_4^+-N 含量在不同土层中季节变化不一致,腐殖质层土壤冬季时较高,淋溶层表层土壤冬季时最低。腐殖质层土壤的 TN 含量具有显著的季节动态,而 2 个土层中 TN 的施氮效应均不显著。



注: T 为时间效应; N 为氮处理效应; T×N 为时间与氮处理的交互效应。下同。

图 1 模拟氮沉降对土壤总有机碳、易氧化碳和浸提性溶解有机碳的影响

表 1 土壤碳氮组分分析

处理	TOC/(g·kg ⁻¹)		ROC/(g·kg ⁻¹)		EDOC/(g·kg ⁻¹)		TN/(g·kg ⁻¹)	
	A	B	A	B	A	B	A	B
CK	174.30±5.91b	32.10±2.22a	64.61±2.78a	11.70±0.10a	0.31±0.03a	0.46±0.05a	39.35±1.08a	8.55±0.67a
LN	182.92±3.10ab	29.21±2.58a	65.46±1.80a	11.92±0.26a	0.29±0.01a	0.38±0.05a	40.56±0.36a	8.48±0.48a
HN	200.49±7.67a	29.97±3.93a	74.63±4.83a	11.48±1.06a	0.26±0.02a	0.35±0.02a	38.48±2.07a	7.89±1.00a

处理	$\text{NH}_4^+-\text{N}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		$\text{NO}_3^--\text{N}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		铵硝比		C/N	
	A	B	A	B	A	B	A	B
CK	17.96±2.55b	27.59±2.69a	57.49±3.43b	17.60±0.95b	0.40±0.05a	2.46±0.38a	4.43±0.19b	3.80±0.18a
LN	23.27±5.80b	34.27±5.74a	61.25±3.39b	20.02±0.81b	0.46±0.12a	3.16±0.50a	4.58±0.07b	3.44±0.14a
HN	40.40±1.97a	39.57±4.03a	81.36±5.93a	32.47±4.32a	0.61±0.07a	2.98±0.53a	5.31±0.29a	4.05±0.53a

注: A 为腐殖质层土壤; B 为淋溶层表层土壤; TOC 为总有机碳; ROC 为易氧化碳; EDOC 为浸提性溶解有机碳; TN 为全氮; NH_4^+-N 为铵态氮; NO_3^--N 为硝态氮; C/N 为碳氮比。表中数据为平均值±标准误。不同字母表示处理间差异显著(重复测量方差分析, LSD 多重比较法, $\alpha=0.05$)。下同。

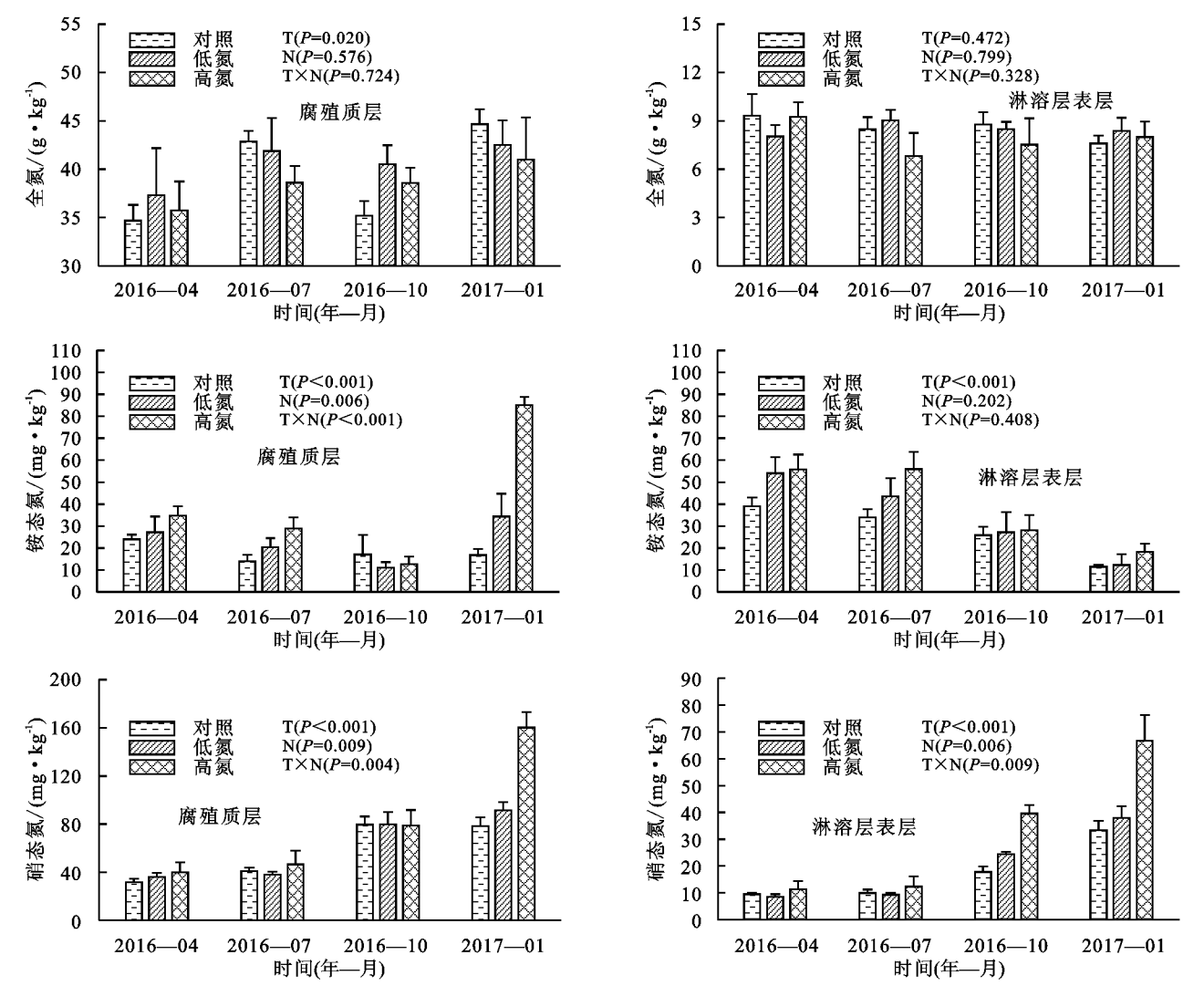


图 2 模拟氮沉降对土壤全氮、铵态氮和硝态氮的影响

2.3 模拟氮沉降对土壤酶活性的影响

该次生林腐殖质层土壤 4 种酶活性均显著高于淋溶层表层。2 个土层土壤中脲酶、酸性磷酸酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性均表现出显著或极显著的季节变化,其中脲酶、酸性磷酸酶和多酚氧化酶春季时活性最高(图 3)。

重复测量方差分析结果显示,2 个土层的脲酶、酸性磷酸酶和蔗糖酶活性对模拟氮沉降均无显著响应。腐殖质层和淋溶层表层土壤的多酚氧化酶活性均表现为随施氮量的增加而降低,其中淋溶层表层达显著水平。HN 处理时腐殖质层和淋溶层表层土壤的年均多酚氧化酶活性分别为(0.93±0.08), (0.47±0.03)μmol/(g·h),较 CK 分别减少 15.2% 和 34.5%(表 2)。

2.4 模拟氮沉降对土壤 C/N、铵硝比的影响及各指标间的相关分析

该次生林土壤 C/N 为 3.13~6.29,腐殖质层土壤 C/N 较淋溶层表层土壤高(图 4)。重复测量方差分析表明,在腐殖质层土壤中氮添加对 C/N 有显著

影响,HN 显著高于 CK(图 4 和表 1)。氮添加处理未显著影响 2 个土层土壤的铵硝比,铵硝比在 2 个土层均表现出显著的季节变化,春季和夏季明显高于秋季和冬季(图 4)。相关分析表明,在腐殖质层土壤中, NH₄⁺—N 和 NO₃⁻—N 含量均与 TOC 含量呈极显著正相关关系(表 3)。2 个土层的多酚氧化酶活性均与 NO₃⁻—N 含量呈极显著负相关(表 3 和表 4)。

3 讨论

3.1 模拟氮沉降对土壤碳组分的影响

本研究结果表明,对照样方中腐殖质层土壤的 TOC 含量为(174.30±5.91)g/kg,是瓦屋山常绿阔叶次生林腐殖质层土壤 TOC 含量的 1.4 倍^[17]。土壤有机碳水平在一定时期内处于平衡状态,主要取决于地上凋落物和植物根系周转。本研究中腐殖质层土壤 TOC 含量较高的可能机制为:(1)研究区内丰富的植物种类带来大量的地上凋落物,本试验样地年凋落物量约为 552 g/m²^[18],比同纬度缙云山常绿阔叶林的年凋落物量略高(531.1 g/m²)^[19];(2)试验过

程中观察到凋落物层和表层土壤中具有较高的细根生物量,细根周转可带来大量死亡细根和根际沉降物等有机物质输入;(3)该试验样地位于华西雨屏区的中心,降水充沛,上层土壤疏松,凋落物层有机

碳大量淋溶到上层土壤。研究结果中 2 个土层有机碳含量差异较大,腐殖质层土壤有机碳含量约为淋溶层表层土壤的 6 倍,反映本研究按土壤发生层次进行采样的合理性。

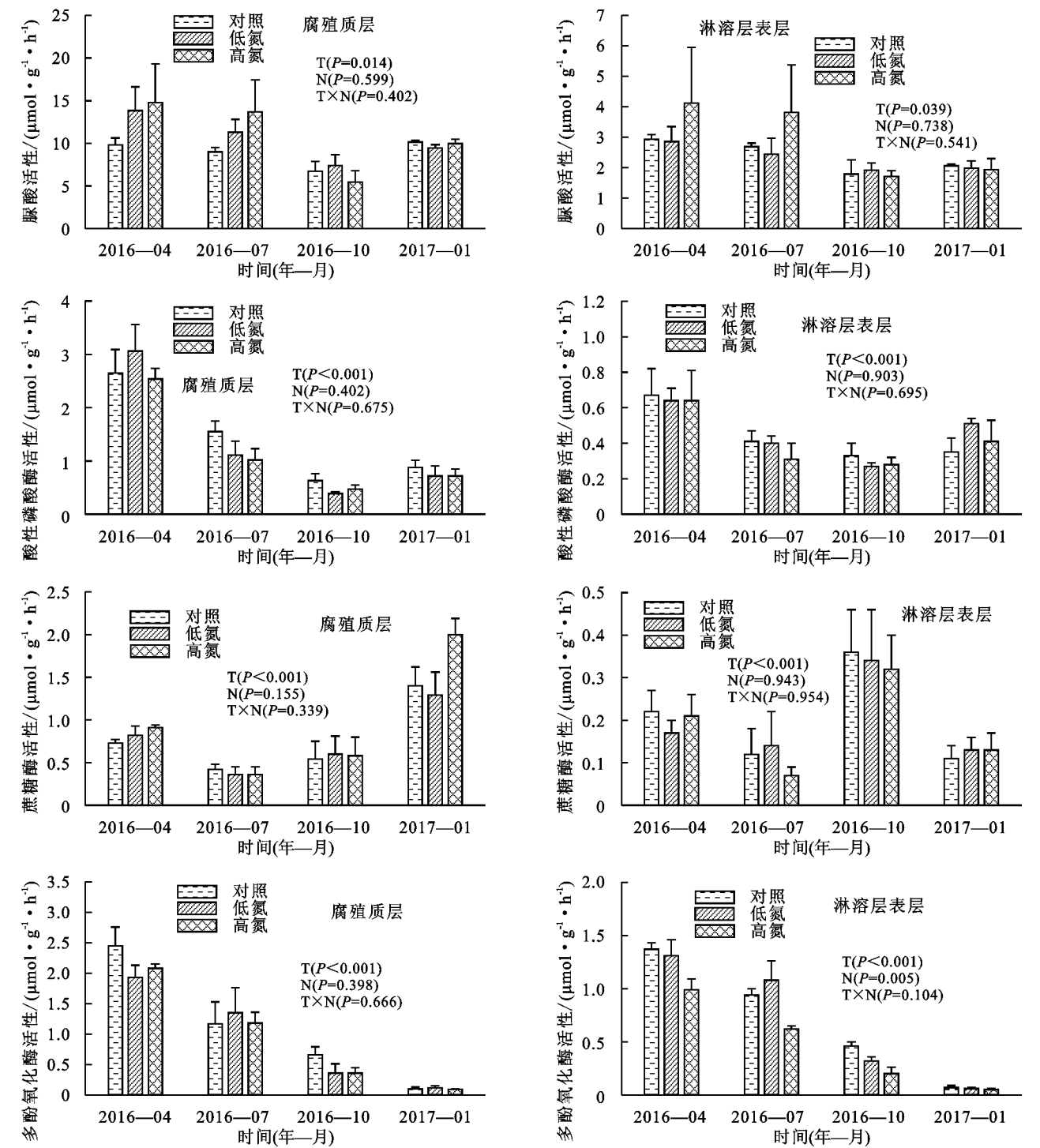


图 3 模拟氮沉降对土壤 4 种酶活性的影响

表 2 土壤酶活性分析

单位: $\mu\text{mol}/(\text{g} \cdot \text{h})$

处理	蔗糖酶		脲酶		酸性磷酸酶		多酚氧化酶	
	A	B	A	B	A	B	A	B
CK	0.77±0.06a	0.20±0.04a	8.93±0.57a	2.37±0.15a	1.43±0.15a	0.44±0.07a	1.09±0.10a	0.71±0.01a
LN	0.77±0.06a	0.20±0.05a	10.49±1.08a	2.30±0.30a	1.32±0.10a	0.46±0.03a	0.94±0.10a	0.69±0.07a
HN	0.96±0.10a	0.18±0.04a	10.97±2.20a	2.90±0.95a	1.19±0.11a	0.41±0.09a	0.93±0.08a	0.47±0.03b

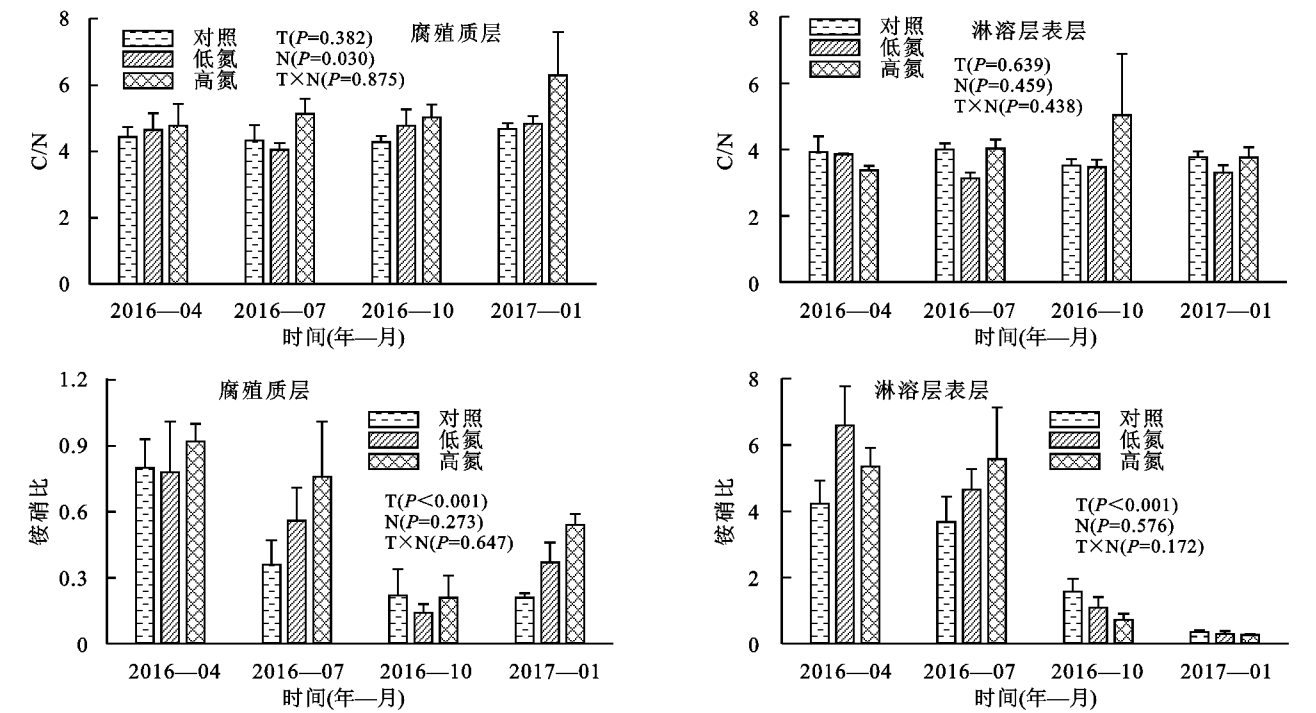


图 4 模拟氮沉降对土壤 C/N 和 $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{NO}_3--\text{N}$ 的影响

表 3 腐殖质层土壤碳组分、氮组分与酶活性相关分析

碳、氮组分及酶活性	总有 机碳 TOC	易氧 化碳 ROC	浸提性溶解 有机碳 EDOC	全氮 TN	铵态氮 NH_4^+-N	硝态氮 NO_3--N	C/N	脲酶活性	蔗糖酶 活性	酸性磷 酸酶活性
ROC	0.472 **									
EDOC	0.017	0.195								
TN	0.318 *	0.225	-0.063							
NH_4^+-N	0.434 **	0.422 **	0.145	0.002						
NO_3--N	0.498 **	0.102	-0.231	0.264	0.566 **					
C/N	0.733 **	0.359 **	0.064	-0.394 **	0.461 **	0.296 *				
脲酶活性	-0.029	0.166	0.263	0.043	0.121	-0.178	-0.045			
蔗糖酶活性	0.488 **	0.240	0.239	0.228	0.672 **	0.627 **	0.327 *	0.110		
酸性磷酸酶活性	-0.250	0.296 *	0.557 **	-0.132	-0.010	-0.489 **	-0.134	0.525 **	-0.001	
多酚氧化酶活性	-0.501 **	0.112	0.386 **	-0.277	-0.116	-0.695 **	-0.274	0.350 *	-0.343 *	0.748 **

注: * 表示 $P<0.05$; ** 表示 $P<0.01$; $n=48$ 。下同。

表 4 淋溶层表层土壤碳组分、氮组分与酶活性相关分析

碳、氮组分及酶活性	总有 机碳 TOC	易氧 化碳 ROC	浸提性溶解 有机碳 EDOC	全氮 TN	铵态氮 NH_4^+-N	硝态氮 NO_3--N	C/N	脲酶 活性	蔗糖酶 活性	酸性磷 酸酶活性
ROC	0.350 *									
EDOC	0.364 *	0.004								
TN	0.658 **	0.296 *	0.311 *							
NH_4^+-N	0.029	0.498 **	-0.231	0.114						
NO_3--N	0.116	-0.301 *	0.132	0.029	-0.495 **					
C/N	0.355 *	0.086	0.061	-0.413 **	-0.125	0.107				
脲酶活性	0.470 **	0.360 *	-0.068	0.392 **	0.434 **	-0.157	0.030			
蔗糖酶活性	0.319 *	-0.008	0.470 **	0.110	-0.121	0.040	0.296 *	-0.026		
酸性磷酸酶活性	0.409 **	0.550 **	0.307 *	0.408 **	0.258	-0.129	-0.011	0.527 **	0.058	
多酚氧化酶活性	0.229	0.596 **	0.012	0.249	0.590 **	-0.731 **	-0.029	0.374 **	-0.034	0.468 **

本研究发现,模拟氮沉降增加腐殖质层土壤 TOC 含量,且 HN 处理与 CK 的差异达到显著水平(增加 15%)。土壤有机碳变化主要取决于有机碳输入与输出之间的平衡。课题组在本样地同期的研究^[18]表明,模拟氮沉降处理后,凋落物输入量无显著变化,因此归还于土壤的地表凋落物未增加。同时还发现,模拟氮沉降显著抑制土壤呼吸,研究期间 LN 和 HN 处理累积碳排放量较 CK 分别下降 25% 和

18%^[18]。因此,氮添加后土壤有机碳输入不变,而土壤有机碳输出减少导致土壤 TOC 含量显著增加。

氮添加处理未显著影响土壤 EDOC 和 ROC 的含量。华西雨屏区苦竹人工林中发现模拟氮沉降对 0—20 cm 层土壤 EDOC 含量无显著影响^[4],这与本研究结果相似。一般来说,溶解有机碳是凋落物和土壤有机质分解与淋溶的产物,是土壤微生物可直接利用的有机碳源,由于其可溶性以及易被植物与土壤微生物同化消耗的特点^[20],使得本研究中氮处理对溶解有机碳的影响不显著。土壤溶解有机碳的淋溶是土壤有机碳损失的重要途径,而该湿性常绿阔叶次生林中 EDOC 含量无显著变化,说明土壤中溶解有机碳未发生淋溶流失现象。作为有机碳中的活性组分,ROC 直接参与土壤生物化学转化过程,与土壤总有机碳的比值更能体现土壤有机碳库的周转速率^[7]。施氮前后 2 个土层的 ROC/TOC 均保持在 0.37,该次生林土壤有机碳库的周转速率较稳定,未受施氮作用的影响。

3.2 模拟氮沉降对土壤氮组分的影响

土壤中有有效氮主要以 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的形式存在^[16]。在整个研究阶段中,该湿性常绿阔叶林腐殖质层和淋溶层表层土壤的 NO_3^--N 占有效氮的比例约为 60%,说明该林地的土壤有效氮以 NO_3^--N 为主。与热带森林^[16]和针叶林^[21]中 NO_3^--N 的比例相近。而这一比例高于同区域苦竹林(10%)^[4]和亚高山针叶林(<50%)^[22]。可能是由于不同树种对土壤有效氮的吸收不同,不同地域不同植被类型下土壤有效氮库及氮矿化速率存在较大差异。本研究中,湿性次生林土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 含量随着氮沉降量的增加而累积,特别是腐殖质层土壤中效果更明显,这与李琛琛等^[21]在华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)林开展的模拟氮沉降研究结果一致。在试验地中喷洒无机氮,不仅直接增加土壤有效氮的含量,而且施氮前期会增强土壤的氮素矿化速率^[9],进一步增加土壤有效氮含量。这是因为土壤氮素转换过程是一个基质限制过程,外源氮的输入增加土壤中矿质氮的含量,从而缓冲硝化菌、反硝化菌与植物的吸收,减少氮的竞争^[9,16]。

该常绿阔叶次生林土壤 TN 含量很高,自然状态下腐殖质层和淋溶层表层 TN 含量分别为 39.35, 8.55 g/kg,远高于瓦屋山常绿阔叶次生林腐殖质层 TN 含量(5.93 g/kg)^[23]。该研究区位于四川盆地向川西高原过渡的边缘地区,在东南季风气候和地势作用下雨水充沛,东南方产生的大量含氮化合物随雨水入渗到土壤;凋落物作为森林生态系统土壤养分的重要来源影响土壤氮库的大小,凋落物归还还是森林土壤氮素的主要输入方式之一^[24],而研究区内凋落物量

高于同纬度其他地区,以上可能是造成该研究区土壤 TN 含量较高的原因。本研究中模拟氮沉降未显著改变土壤 TN 含量,与汪金松等^[25]对天然林施氮的研究结果类似。施氮处理对本研究试验地凋落物量无显著影响^[18],土壤 TN 不变可能主要与凋落物输入不变有关。模拟氮沉降处理时,土壤 TN 含量不变,而腐殖质层土壤中 TOC 显著增加,是该土层 C/N 显著升高的主要原因。

在大部分研究中,温暖湿润季节时的土壤有效氮含量高于寒冷干燥季节。邓仁菊等^[22]发现,土壤 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 含量高峰期多出现在 8—10 月。而本研究与多数研究结果不一致,2 个土层的 NO_3^--N 含量和腐殖质层的 NH_4^+-N 含量均表现为 1 月最高。产生这种差异的原因可能是植物在冬季处于非生长季,对氮素的需求较少,有效氮大量富集于土壤中^[26],导致 1 月土壤有效氮含量的高峰。另外,土壤氮循环过程相关微生物的群落组成和活性与多种环境因子相关,不同地域不同时间的有效氮含量会随之不同,因此解释这种差异需要进一步深入对微生物群落特征的研究。

3.3 模拟氮沉降对土壤酶活性的影响

本研究中,腐殖质层的 4 种土壤酶活性均显著高于淋溶层表层,与其他研究^[27]中土壤酶活性随土层加深而减弱的结果一致。其原因可能是腐殖质层根系分布较多,有利于微生物活动,有机碳作为土壤中酶促底物的主要来源,本研究中腐殖质层土壤拥有更高的有机碳含量。

2 个土层的多酚氧化酶活性均随施氮量的增加而降低,其中氮添加显著抑制淋溶层表层土壤的多酚氧化酶活性。多种生态系统的研究^[10-11]结果表明,施氮能降低土壤多酚氧化酶的活性,与本研究结果一致。氮添加后土壤中无机氮浓度的升高抑制分泌多酚氧化酶真菌的活性,因此多酚氧化酶活性随着氮的可利用性提高而降低^[10]。另外,已有微观层次的研究^[28]发现,多酚氧化酶对氮沉降的负响应主要是由于土壤中无机氮的富集抑制氧化酶的基因表达所引起的。这也解释了 2 个土层的多酚氧化酶活性与 NO_3^--N 含量呈极显著负相关的现象。土壤多酚氧化酶是主要的木质素分解酶,其活性与土壤腐殖化程度密切相关^[29],氮沉降对多酚氧化酶的抑制作用将减缓土壤有机质的降解,有利于有机质在土壤中积累。

土壤中蔗糖酶、脲酶和酸性磷酸酶是与碳、氮及磷等有机物分解有关的水解酶类。本研究中,模拟氮沉降对 2 个土层的蔗糖酶、脲酶和酸性磷酸酶活性均无显著影响。相关性分析中这 3 种酶与一些碳氮组分显著相关,而氮添加改变碳氮组分含量的同时却未

对这3种酶活性造成影响,可能是因为土壤酶活性受多种因素共同作用^[11],氮添加后其他因子的改变与碳氮组分对酶活性的影响相抵消。一些研究^[27,29]发现,氮沉降增加森林土壤蔗糖酶、脲酶和酸性磷酸酶的活性,但也有研究^[12]发现,这3种酶对氮添加表现出负响应。产生不同结果的原因可能是生态系统的差异性,包括森林植被类型、土壤养分状态和微生物群落结构等。当生态系统自然条件下的土壤氮含量与氮沉降较低时,土壤酶活性对氮添加表现为正响应;反之,则表现为负响应^[13]。另外,范珍珍等^[11]的整合研究中发现,随着试验时间的延长,氮添加对碳、磷循环水解酶的促进作用逐渐减弱。

4 结论

模拟氮沉降显著增加该次生林腐殖质层土壤的TOC和 NH_4^+-N 含量,显著增加腐殖质层和淋溶层表层土壤的 NO_3^--N 含量,抑制腐殖质层和淋溶层表层土壤的多酚氧化酶活性。在腐殖质层土壤中, NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量与TOC含量存在极显著正相关关系,2层土壤的多酚氧化酶活性与 NO_3^--N 含量存在极显著负相关关系。模拟氮沉降使该次生林腐殖质层土壤中原本较高的土壤TOC含量进一步显著增加,并且促进土壤无机氮的积累,而模拟氮沉降对多酚氧化酶的抑制作用更利于土壤有机质的积累。

参考文献:

- [1] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, 320 (5878): 889-892.
- [2] 吕超群,田汉勤,黄耀. 陆地生态系统氮沉降增加的生态效应[J]. *植物生态学报*, 2007, 31(2): 205-218.
- [3] Dixon R K, Brown S, Houghton R A, et al. Carbon pools and flux of global forest ecosystems[J]. *Science*, 1994, 263(5144): 185-190.
- [4] 涂利华,胡庭兴,张健,等. 模拟氮沉降对华西雨屏区苦竹林土壤有机碳和养分的影响[J]. *植物生态学报*, 2011, 35(2): 125-136.
- [5] Vries W D, Du E, Butterbach-Bahl K. Short and long-term impacts of nitrogen deposition on carbon sequestration by forest ecosystems[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2014, 9/10: 90-104.
- [6] Gu F, Zhang Y, Tao B, et al. Modeling the effects of nitrogen deposition on carbon budget in two temperate forests[J]. *Ecological Complexity*, 2010, 7(2): 139-148.
- [7] 朱丽琴,黄荣珍,段洪浪,等. 红壤侵蚀地不同人工恢复林对土壤总有机碳和活性有机碳的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(1): 249-257.

- [8] Yang S, Malhi S S, Li F, et al. Long-term effects of manure and fertilization on soil organic matter and quality parameters of a calcareous soil in NW China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2010, 170(2): 234-243.
- [9] Aber J, McDowell W, Nadelhoffer K, et al. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems[J]. *Bioscience*, 1998, 48(11): 921-934.
- [10] Deforest J L, Zak D R, Pregitzer K S, et al. Atmospheric nitrate deposition, microbial community composition, and enzyme activity in northern hardwood forests[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(1): 132-138.
- [11] 范珍珍,王鑫,王超,等. 整合分析氮磷添加对土壤酶活性的影响[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(4): 1266-1272.
- [12] 曾清苹,何丙辉,李源,等. 模拟氮沉降对重庆缙云山马尾松林土壤呼吸和酶活性的季节性影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(10): 3971-3978.
- [13] Kim H, Kang H. The impacts of excessive nitrogen additions on enzyme activities and nutrient leaching in two contrasting forest soils[J]. *Journal of Microbiology*, 2011, 49(3): 369-375.
- [14] Yang X, Richardson T K, Jain A K. Contributions of secondary forest and nitrogen dynamics to terrestrial carbon uptake[J]. *Biogeosciences*, 2010, 7(10): 3041-3050.
- [15] Xu Z, Tu L, Hu T, et al. Implications of greater than average increases in nitrogen deposition on the western edge of the Szechwan Basin, China[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 177(4): 201-202.
- [16] 方运霆,莫江明,周国逸,等. 南亚热带森林土壤有效氮含量及其对模拟氮沉降增加的初期响应[J]. *生态学报*, 2004, 24(11): 2353-2359.
- [17] 陈刚,涂利华,彭勇,等. 瓦屋山扁刺栲—中华木荷常绿阔叶次生林土壤有机碳组分特征[J]. *生态学报*, 2015, 35(18): 6100-6109.
- [18] 李顺. 施氮和凋落物增减对湿性常绿阔叶林土壤呼吸和土壤碳、氮的影响[D]. 成都: 四川农业大学, 2018.
- [19] 杨超,黄力,高祥阳,等. 缙云山常绿阔叶林凋落动态及组成[J]. *林业科学研究*, 2016, 29(1): 1-9.
- [20] 周纪东,史荣久,赵峰,等. 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[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(8): 2467-2476.
- [21] 李琛琛,刘宁,郭晋平,等. 氮沉降对华北落叶松叶特性和林下土壤特性的短期影响[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(12): 1924-1932.
- [22] 邓仁菊,杨万勤,胡建利,等. 亚高山针叶林土壤有机层有效氮动态及其对外源C、N增加的响应[J]. *生态学报*, 2009, 29(5): 2716-2724.

- [11] 宣立辉,康凡,谷建才,等.冀北地区典型林分枯落物层与土壤层的水文效应[J].水土保持研究,2018,25(4):86-91.
- [12] 贾剑波,刘文娜,余新晓,等.半城子流域3种林地枯落物的持水能力[J].中国水土保持科学,2015,13(6):26-32.
- [13] 魏雅丽,贺玉晓,金杰,等.元谋干热河谷典型植被枯落物持水能力研究[J].干旱区资源与环境,2014,28(3):181-186.
- [14] 孙艳红,张洪江,程金花,等.缙云山不同林地类型土壤特性及其水源涵养功能[J].水土保持学报,2006,20(2):106-109.
- [15] 张彩红,茹豪,武秀娟,等.庞泉沟流域土壤粒径分形维数特征[J].东北林业大学学报,2017,45(11):83-88.
- [16] 刘霞,张光灿,李雪蕾,等.小流域生态修复过程中不同森林植被土壤入渗与贮水特征[J].水土保持学报,2004,18(6):1-5.
- [17] 彭少麟,刘强.森林凋落物动态及其对全球变暖的响应[J].生态学报,2002,22(9):1534-1544.
- [18] 王波,张洪江,徐丽君,等.四面山不同人工林枯落物储量及其持水特性研究[J].水土保持学报,2008,22(4):90-94.
- [19] 喻阳华,李光容,严令斌,等.赤水河上游主要树种枯落物调蓄水分效应[J].中国水土保持科学,2015,13(3):39-44.
- [20] 陈继东,周长亮,李惠丽.接坝地区9种典型林分类型枯落物层和土壤层水文效应[J].水土保持研究,2017,24(6):216-221.
- [21] 赵磊,王兵,蔡体久,等.江西大岗山不同密度杉木林枯落物持水与土壤贮水能力研究[J].水土保持学报,2013,27(1):203-208.
- [22] 盛炜彤,杨承栋,范少辉.杉木人工林的土壤性质变化[J].林业科学研究,2003,16(4):377-385.
- [23] 代杰.米亚罗林区云杉人工林水源涵养效益及防护成熟研究[D].成都:四川农业大学,2009.
- [24] 周丽丽,蔡丽平,马祥庆,等.不同发育阶段杉木人工林凋落物的生态水文功能[J].水土保持学报,2012,26(5):249-253.
- [25] 赵亮生,闫文德,项文化,等.不同年龄阶段杉木人工林枯落物层水文特征[J].西北林学院学报,2013,28(4):1-5.
- [26] 危炳忠.酸雨区不同林龄杉木人工林土壤物理性质及水源涵养功能差异[J].亚热带农业研究,2017,13(2):105-109.
- [27] 陆尧森.杉木林水文效应成熟问题的探讨[J].林业经济问题,1988(2):32-39.
- [28] 林开敏,俞新妥,何智英,等.不同密度杉木林分生物量结构与土壤肥力差异研究[J].林业科学,1996,32(5):385-391.
- [29] 陶韬,陆丽君.杉木不同造林密度林分生长效应分析[J].绿色科技,2017(9):96-97.

(上接第 243 页)

- [23] 彭勇.模拟氮沉降对瓦屋山次生常绿阔叶林地下碳循环过程和土壤生化特性的影响[D].四川雅安:四川农业大学,2016.
- [24] 林宝平,林思祖,何宗明,等.不同碳输入方式对沿海防护林土壤氮库的影响[J].森林与环境学报,2016,36(4):385-391.
- [25] 汪金松,赵秀海,张春雨,等.模拟氮沉降对油松林土壤有机碳和全氮的影响[J].北京林业大学学报,2016,38(10):88-94.
- [26] 刘志江,林伟盛,杨舟然,等.模拟增温和氮沉降对中亚热带杉木幼林土壤有效氮的影响[J].生态学报,2017,37(1):44-53.
- [27] 沈芳芳,袁颖红,樊后保,等.氮沉降对杉木人工林土壤有机碳矿化和土壤酶活性的影响[J].生态学报,2012,32(2):517-527.
- [28] Lauber C L, Sinsabaugh R L, Zak D R. Laccase gene composition and relative abundance in Oak forest soil is not affected by short-term nitrogen fertilization[J]. Microbial Ecology, 2009, 57(1):50-57.
- [29] 涂利华,胡红玲,胡庭兴,等.模拟氮沉降对华西雨屏区光皮桦林土壤酶活性的影响[J].应用生态学报,2012,23(8):2129-2134.