

DOI:10.13275/j.cnki.lykxyj.2022.004.018

氮添加对亚热带黄山松林土壤磷组分的影响

林巧玉¹, 曾泉鑫¹, 元晓春¹, 崔琚琰¹, 谢欢¹,
林惠瑛¹, 李伟鹏², 杨庆波², 陈岳民^{1*}

(1. 福建师范大学地理科学学院, 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福建 福州 350007;

2. 福建戴云山国家级自然保护区管理局, 福建 泉州 362500)

摘要: [目的] 探究氮沉降背景下黄山松林土壤磷组分的变化, 并进一步探究磷组分变化的驱动因素, 为黄山松林如何适应未来氮沉降持续加剧情况提供科学依据。[方法] 对福建省戴云山黄山松林进行短期氮添加试验, 测定土壤磷组分、微生物生物量、酸性磷酸单脂酶 (ACP)、磷酸二酯酶 (PD) 和磷脂脂肪酸, 探究氮沉降对亚热带土壤磷组分、土壤微生物群落的影响和驱动土壤磷转化的关键因素。[结果] 与对照相比, 高氮添加显著降低 0~10 cm 土层中等易分解态磷和难分解态磷含量 ($p < 0.05$), 对易分解态磷的含量、微生物生物量磷、ACP、PD 活性和土壤微生物群落组成无显著影响。总体上, 10~20 cm 土层磷组分变化趋势与 0~10 cm 土层一致, 但变化不显著。高氮添加显著降低 10~20 cm 土层微生物生物量磷含量, 显著提高 ACP、PD 活性和微生物生物量氮/微生物生物量磷。此外, 低氮添加显著降低 10~20 cm 土层革兰氏阳性菌/革兰氏阴性菌的比值 ($p < 0.05$)。冗余分析表明, 可溶性有机碳和丛枝菌根真菌是影响土壤磷组分变化的关键因素。[结论] 短期低氮添加下通过磷组分转化 (如中等易分解态磷的矿化) 维持了土壤磷有效性。这些结果有助于理解短期氮沉降下贫磷生态系统土壤磷有效性和生产力的维持机制。

关键词: 氮沉降; 土壤磷组分; 磷酸酶活性; 土壤微生物群落

中图分类号: S725.5

文献标志码: A

文章编号: 1001-1498(2022)04-0170-09

氮和磷是植物生长的主要限制性营养物质^[1]。近年来, 人为氮排放导致大气氮沉降迅速增加, 预计到 2050 年, 全球氮沉积速率将达到 $2 \times 10^{14} \text{ g} \cdot \text{a}^{-1}$, 这将会导致土壤氮/磷比例失衡, 进而影响生态系统养分循环^[2]。氮沉降量的增加提高了土壤氮有效性, 同时通过影响土壤 pH 值、土壤有机碳、阳离子交换能力等^[3-4]来改变土壤的磷有效性。然而, 氮沉降对土壤磷动态的影响仍存在很大争议, 因为影响磷迁移的因素较多, 且磷在土壤中存在无机磷和有机磷两种形态, 每一种形态又可分为易分解态磷、中等易分解态磷和难分解态磷^[5]。有研究表明, 氮添加导致土壤 pH 值下降, 从而活化土壤中

的铝和铁离子, 造成更多磷被土壤吸附^[6], 如易分解态磷转化为更难被生物利用的中等易分解态磷或难分解态磷。相反, 易分解态磷也可以从其它磷组分的转化中得到补充^[7]。土壤易分解态无机磷是土壤中最有效的磷形态, 可被植物和微生物直接吸收^[8-9]。亚热带地区土壤高度风化, 大部分磷被铝和铁氧化物固定, 磷有效性低^[7]。因此, 了解亚热带地区氮沉降对土壤磷形态的影响, 对理解磷有效性如何维持植物生长有重要意义。

土壤微生物对磷的吸收和释放对土壤磷的再分配起着至关重要的作用, 尤其是有机磷的积累^[10]。微生物能产生有机酸、酸性磷酸酶等物质, 将中等

收稿日期: 2021-08-05 修回日期: 2021-10-02

基金项目: 福建省自然科学基金项目 (2020J01142、2020J01397); 安徽省自然科学基金资助项目 (2108085QC105)

* 通讯作者: 陈岳民, 男, 博士, 研究员, 主要研究方向: 森林土壤养分循环与全球变化。E-mail: ymchen@fjnu.edu.cn

易分解态的或难分解态的磷转化为易分解态磷^[11]。氮沉降可能改变土壤微生物群落结构,如导致真菌/细菌比值变化^[12]。此外,一些研究发现,菌根真菌能够促进植物吸收利用可溶性无机磷,是提高植物磷吸收的重要因素^[13]。因此,进一步明确氮沉降对土壤微生物生物量及微生物群落结构的影响,对理解土壤磷转化的微生物过程具有重要意义。

黄山松 (*Pinus taiwanensis* Hayata) 是中国亚热带森林的代表树种。福建省戴云山自然保护区的黄山松林占地 64 km², 是中国大陆南部面积最大、保存最完好的黄山松基地^[14]。通过预实验,发现本研究区黄山松林土壤总磷含量仅为 0.05~0.15 g·kg⁻¹, 远低于同研究区毛竹 (*Phyllostachys edulis* (Carriere) J.Houzeau) 林(约 0.88g·kg⁻¹)^[15] 和罗浮栲 (*Castanopsis fabri* Hance) 为主的阔叶林(约 0.51 g·kg⁻¹)^[16], 表明黄山松林地土壤“贫磷”状况较明显。本研究旨在探究氮沉降背景下黄山松林土壤磷组分的变化,并进一步探究磷组分变化的驱动因素,为黄山松林如何适应未来氮沉降持续加剧情况提供科学依据。

1 研究区概况

试验地位于福建省泉州市德化县赤水镇戴云村戴云山自然保护区(25°38'07"~25°43'40" N, 118°05'22"~118°20'15" E), 该保护区分布在中亚热带和南亚热带的过渡带,属亚热带海洋性季风气候。年降水量 1 700~2 000 mm (主要集中在 3—9 月), 年气温 15.6~19.5 °C, 土壤类型是以花岗岩发育的红壤为主^[15]。乔木层优势种有黄山松、毛竹、罗浮栲、甜槠 (*Castanopsis fabri* Hance)、杉木 (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook.) 和青冈 (*Cyclobalanopsis glauca* (Thunberg) Oersted) 等。

2 研究方法

2.1 样品采集

2018 年 4 月在黄山松林设置 12 块样地,按照完全随机方法,根据戴云山自然保护区的大气氮沉积速率背景值^[17],设置 3 个氮添加等级:对照 (CK, 0 kg·hm⁻²·a⁻¹)、低氮 (LN, 40 kg·hm⁻²·a⁻¹) 和高氮 (HN, 80 kg·hm⁻²·a⁻¹), 每个氮等级设置 4 个重复。在每年 3—9 月中旬,将尿素 (LN,

24.49 g; HN, 48.98 g) 溶解于 20 L 去离子水中,均匀喷洒于林下,CK 处理喷洒等量去离子水。2019 年 5 月,在每个样地,用 5 点采样法,先去除表面凋落物,然后将随机采集的 0~10、10~20 cm 表层土芯分别混合为 2 个土样。土壤样品装在有冰袋的保温箱内带回实验室,通过 2 mm 的筛子去除植物根系、石砾和碎屑,立即测定土壤微生物生物量碳 (MBC)、微生物生物量氮 (MBN)、微生物生物量磷 (MBP)、土壤酸性磷酸单脂酶 (ACP) 活性、土壤磷酸二酯酶 (PD) 活性和磷脂脂肪酸 (PLFAs) 含量;另取一份土壤样品,待其自然风干后测定 pH 值、全碳 (TC)、全氮 (TN) 和可溶性有机碳 (DOC)、铵态氮 (NH₄⁺-N)、硝态氮 (NO₃⁻-N) 含量和土壤磷组分。

2.2 测定项目和方法

2.2.1 土壤理化性质和土壤微生物相关指标测定

土壤 pH 用玻璃电极 pH 计 (Starter 300, Ohaus, 美国) 测定,土水比为 1:2.5; 土壤 TC、TN 用碳氮元素分析仪 (Elementar Vario EL III, 德国) 测定^[18]; 用 2 mol·L⁻¹ KCl 浸提,用连续流动分析仪测定滤液中的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量; DOC 通过去离子水浸提,用总有机碳分析仪测定。参照 Vance 等^[19] 的方法测定 MBC、MBN 和 MBP 含量。ACP 和 PD 活性参照 Tian 等^[20] 的方法,使用酶标仪 (SpectraMax M5, USA) 测定。采用氯仿—甲醇萃取法测定土壤微生物群落结构,并将 PLFAs 分为:革兰氏阳性菌 (G⁺)、革兰氏阴性菌 (G⁻)、丛枝菌根真菌 (AMF) 和放线菌 (ACT)。土壤细菌的丰度为 G⁺ 与 G⁻ 之和^[21]。

2.2.2 土壤磷组分 参照 Hedley 等^[22] 的方法提取土壤磷组分。具体提取过程为:取 0.5 g 过 0.149 mm 筛的风干土壤,依次用阴离子树脂膜、0.5 mol·L⁻¹ NaHCO₃、0.1 mol·L⁻¹ NaOH、1 mol·L⁻¹ HCl 溶液浸提,依次得到 Resin-P、NaHCO₃-Pi、NaHCO₃-Po、NaOH-Pi、NaOH-Po、HCl-Pi, 然后用 0.1 mol·L⁻¹ NaOH 溶液并经过超声振荡浸提得到 NaOHs-Pi、NaOHs-Po, 最后用浓硫酸和高氯酸消解得到 Residual-P。根据以往的研究^[22-23], 将磷组分归为易分解态磷 (Resin-P、NaHCO₃-Pi 和 NaHCO₃-Po)、中等易分解态磷 (NaOH-Pi 和 NaOH-Po)、难分解态磷 (NaOHs-Pi, NaOHs-

Po、HCl-Pi 和 Residual-P)。土壤总磷 (TP) 为所有磷组分之和。本研究未检出 HCl-Pi, 可能因为研究地位于亚热带地区, 土壤呈酸性 ($pH < 5$), HCl-Pi 的含量非常低^[24]。

2.3 统计分析

采用 SPSS 20.0 进行统计分析。所有响应变量在分析前进行正态性和方差同质性检验。采用单因素方差分析探究相同土层不同氮添加下土壤性质、微生物生物量与酶活性、土壤磷组分和微生物群落结构的差异, 并采用 Tukey HSD 测试进行多重比较 ($p < 0.05$)。通过独立样本 *t* 检验探究相同处理不同土层间各指标的差异。为探究土壤性质、微生物特性 (微生物群落组成、生物量和酶活性) 及土壤磷组分的关系和其对磷组分变化的贡献, 通过 R 3.5.1 进行 spearman 相关分析, 检验土壤性质、微生物特性与磷组分的相关性; 通过多

元回归模型与方差分解分析来估算土壤性质、微生物特性对土壤磷组分的重要性; 利用 CANOCO 5.0 进行冗余分析 (RDA), 通过前项选择筛选并展示显著影响土壤磷组分变化的因素。

3 结果与分析

3.1 氮添加下土壤基本理化性质

短期氮添加未显著影响土壤 pH 值、TC、TN、C/N 值 (表 1)。与 CK 相比, DOC 在 HN 处理下显著减少 ($p < 0.05$), 0~10 cm 土层 LN 和 HN 处理分别是 CK 的 75.3% 和 63.5%, 10~20 cm 土层 LN 和 HN 处理分别是 CK 的 72.1% 和 44.7%。NH₄⁺-N 含量在 LN 处理下显著减少 ($p < 0.05$), 2 个土层 LN 处理分别是 CK 的 69.0% 和 53.4%。0~10 cm 土层的 NO₃⁻-N 含量在 HN 处理下显著增加了 101.0% ($p < 0.05$)。

表 1 氮添加对土壤理化性质的影响

Table 1 Effect of nitrogen addition on soil physicochemical properties (mean, $n = 4$)

土层 Soil depth/cm	处理 Treatment	pH值	全碳 TC/ (g·kg ⁻¹)	全氮 TN/ (g·kg ⁻¹)	碳/氮 C/N	可溶性有机碳 DOC/ (mg·kg ⁻¹)	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)
0~10	CK	4.32 Aa	55.73 Aa	4.06 Aa	14.98 Aa	325.75 Aa	74.28 Aa	4.80 Ab
	LN	4.32 Aa	55.99 Aa	3.75 Aa	15.01 Aa	245.37 Aab	51.23 Ab	5.69 Aab
	HN	4.35 Ba	47.02 Aa	3.12 Aa	15.12 Aa	206.87 Ab	62.77 Aab	9.65 Aa
10~20	CK	4.57 Aa	26.25 Ba	1.81 Ba	14.55 Aa	63.92 Ba	30.31 Ba	6.21 Aa
	LN	4.60 Aa	27.27 Ba	1.62 Ba	14.82 Aa	46.07 Bab	16.19 Bb	5.49 Aa
	HN	4.58 Aa	30.98 Ba	2.20 Ba	14.11 Aa	28.60 Bb	29.60 Ba	6.45 Ba

注: 不同大写字母表示相同氮添加下不同土层间差异显著 ($p < 0.05$), 不同小写字母表示相同土层不同氮添加间差异显著 ($p < 0.05$)。下同。

Notes: Different capital letters indicate significant differences between different soil layers in the same nitrogen treatment ($p < 0.05$); Different lowercase letters indicate significant differences between different nitrogen treatments in the same soil layer ($p < 0.05$). The same below.

3.2 氮添加对土壤微生物生物量及其化学计量比的影响

的 MBN 含量 ($p < 0.05$), LN、HN 处理分别比 CK 增加了 108.0% 和 49.6% (表 2); 但在 10~20 cm 土层, 与 CK 相比, HN 处理的 MBP 含量

与 CK 相比, 氮添加显著增加 0~10 cm 土层

表 2 氮添加对土壤微生物生物量碳、氮和磷及其计量比的影响

Table 2 Effects of nitrogen addition on soil microbial biomass carbon, nitrogen, phosphorus and their ratios (mean, $n = 4$)

土层 Soil depth/cm	处理 Treatment	微生物生物量碳 MBC/ (mg·kg ⁻¹)	微生物生物量氮 MBN/ (mg·kg ⁻¹)	微生物生物量磷 MBP/ (mg·kg ⁻¹)	微生物生物量碳/ 微生物生物量氮 MBC/MBN	微生物生物量碳/ 微生物生物量磷 MBC/MBP	微生物生物量氮/ 微生物生物量磷 MBN/MBP
0~10	CK	543.98 Aa	97.09 Ac	42.50 Aa	5.65 Aa	13.72 Aa	2.51 Aa
	LN	682.61 Aa	201.99 Aa	54.24 Aa	3.35 Ab	12.57 Aa	3.73 Aa
	HN	616.18 Aa	145.27 Ab	51.48 Aa	4.29 Aa	11.95 Ba	2.93 Ba
10~20	CK	283.83 Ba	50.31 Ba	24.51 Aa	6.89 Aa	13.66 Ab	2.10 Bb
	LN	360.33 Ba	61.78 Ba	18.50 BAb	6.42 Aa	18.72 Ab	3.85 Bb
	HN	437.41 Aa	81.91 Ba	9.19 Bb	5.52 Aa	62.00 Aa	11.11 Aa

显著降低 ($p < 0.05$)。对于微生物生物量比, 与 CK 相比, HN 处理仅显著影响 10~20 cm 土层的 MBC/MBP 和 MBN/MBP ($p < 0.05$), 分别比 CK 增加了 353.9% 和 429.0% ($p < 0.05$)。

3.3 氮添加对土壤磷组分的影响

本研究区最主要的土壤磷组分是 Residual-P 和 NaOH-Po (表 3)。0~10 cm 土层中, 与 CK 相比, HN 处理显著降低 NaOH-Po 含量和 Residual-P 的含量 ($p < 0.05$); 10~20 cm 土层, HN 处理对 NaOH-Po 和 Residual-P 含量无显著影响。

氮添加对 NaOHs-Po 含量无显著影响, 但显著降低 0~10 cm 土层的 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量 ($p < 0.05$)。此外, 除 NaOHs-Po 外, 其余磷组分含量均是 0~10 cm 土层的高于 10~20 cm 土层。与 CK 相比, LN 处理显著增加了 0~10 cm 土层的 Resin-P 含量 ($p < 0.05$) 和 2 个土层的 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量 ($p < 0.05$); LN 处理下, 0~10、10~20 cm 土层的 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量比 CK 分别增加了 119.21% 和 127.06% ($p < 0.05$)。此外, 与 CK 相比, 氮添加对 2 个土层的 NaOHs-Pi 含量无显著影响。

表 3 氮添加对土壤磷组分的影响

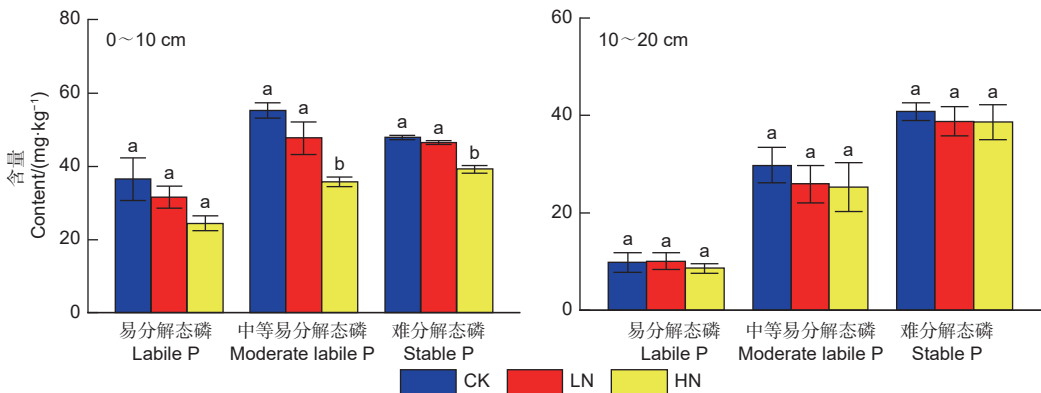
Table 3 Effects of nitrogen addition on the soil phosphorus fractions (mean, $n = 4$)

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

土层 Soil depth/cm	处理 Treatment	易分解态磷 Labile P			中等易分解态磷 Moderate labile P		难分解态磷 Stable P		
		Resin-P	$\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$	$\text{NaHCO}_3\text{-Po}$	NaOH-Pi	NaOH-Po	NaOHs-Pi	NaOHs-Po	Residual-P
0~10	CK	6.32 Ab	2.29 Ab	27.86 Aa	19.36 Aa	35.84 Aa	4.94 Aa	2.86 Aa	40.00 Aa
	LN	13.75 Aa	5.02 Aa	12.75 Ab	21.63 Aa	26.10 Aab	5.56 Aa	2.99 Aa	38.00 Aa
	HN	10.20 Aab	4.90 Aa	9.28 Ab	12.98 Ab	22.80 Ab	4.33 Aa	2.87 Aa	32.00 Ab
10~20	CK	1.70 Ba	1.70 Ab	6.40 Ba	8.34 Ba	21.36 Ba	2.63 Bab	4.12 Aa	34.00 Ba
	LN	2.63 Ba	3.86 Aa	3.56 Ba	8.81 Ba	17.07 Aa	3.30 Ba	3.45 Aa	32.00 Aa
	HN	2.94 Ba	1.55 Bb	4.08 Ba	7.26 Ba	17.94 Aa	1.85 Bb	3.77 Aa	33.00 Aa

将土壤磷组分进一步归类为易分解态磷、中等易分解态磷、难分解态磷 (图 1)。0~10 cm 土层中, HN 处理显著降低中等易分解态磷、难分解态

磷的含量 ($p < 0.05$), 且中等易分解态磷和难解态磷分别是对照的 64.8% 和 82.0%, 而氮添加对 2 个土层易分解态磷含量均无显著影响 (图 1)。



注: 图中不同字母表示相同土层不同氮添加处理间差异显著 ($p < 0.05$)。下同。

Notes: In the same soil layer with different nitrogen additions, different lowercase letters indicate significant difference ($p < 0.05$). The same below.

图 1 氮添加对 0~10 cm 和 10~20 cm 土层三种形态磷组分含量的影响

Fig. 1 Effects of nitrogen addition on three forms of phosphorus fractions content in 0-10 cm and 10-20 cm depth of soil

3.4 氮添加对土壤磷酸酶活性的影响

0~10 cm 土层, 氮添加对土壤 ACP、PD 活

性无显著影响 (图 2); 10~20 cm 土层, LN 和 HN 处理的 ACP 活性比 CK 分别增加了 126.0%

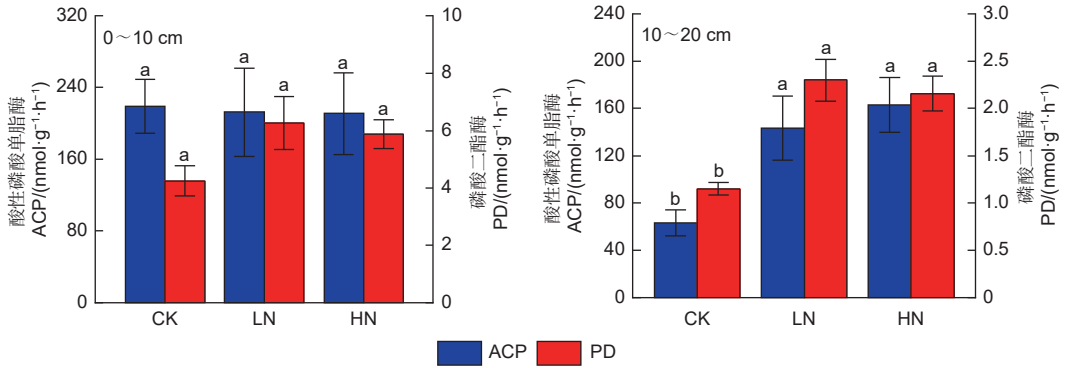


图 2 氮添加对 0~10 cm 和 10~20 cm 土层酸性磷酸单脂酶和磷酸二酯酶活性的影响

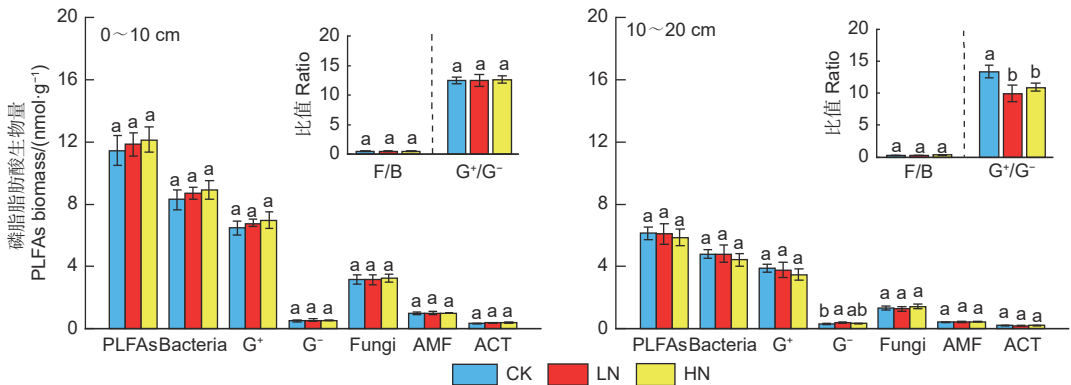
Fig. 2 Effects of nitrogen addition on ACP and PD activities in 0-10 cm and 10-20 cm depth of soil

和 157.4%，而 PD 活性比 CK 分别增加了 99.% 和 87.51% ($p < 0.05$)。

3.5 氮添加对土壤微生物 PLFAs 特性的影响

0~10 cm 土层，氮添加对土壤微生物群落结构无显著影响 (图 3)；10~20 cm 土层，与 CK

相比，LN 处理显著增加 G^- 的含量 ($p < 0.05$)，且显著减少了 G^+/G^- 的比值 ($p < 0.05$)。此外，0~10 cm 土层各土壤微生物标志物含量均高于 10~20 cm 土层。



注：PLFAs、Bacteria、 G^+ 、 G^- 、Fungi、AMF、ACT、F/B 分别表示总磷脂脂肪酸、细菌、革兰氏阳性菌、革兰氏阴性菌、真菌、丛枝菌根真菌、放线菌、细菌和真菌的比值。

Notes: PLFAs, Bacteria, G^+ , G^- , Fungi, AMF, ACT, F and B indicate total phospholipid fattyacids, bacteria, gram-positive bacteria, gram-negative bacteria, fungi, arbuscular mycorrhizalfungi, actinomycete, and the ratio of fungi to bacteria, respectively.

图 3 氮添加对 0~10 cm 和 10~20 cm 土层微生物群落组成的影响

Fig. 3 Effects of nitrogen addition on soil microbial community composition in 0-10 cm and 10-20 cm depth of soil

3.6 驱动土壤磷组分变化的关键因素

本研究中，土壤性质和微生物特性指标对易分解态磷、中等易分解态磷和难分解态磷均有较好的解释度 (图 4a)。易分解态磷含量主要与 PD 活性、 NH_4^+-N 、DOC、AMF 和 G^- 含量有关；中等易分解态磷含量主要与 NH_4^+-N 、DOC 含量有关；难分解态磷主要与 NH_4^+-N 、TN 含量有关。通过冗余分析发现，土壤性质和微生物特性指标共解释了所有土壤磷组分变化的 72.07% (图 4b)。DOC、AMF 是影响土壤磷组分变化的 2 个最重要因素，

DOC 含量的变化解释了土壤磷组分变化的 63.0%。

4 讨论

4.1 氮添加对土壤磷组分的影响

本研究结果发现，短期氮添加下不同土层土壤磷组分的变化趋势相对一致，但 0~10 cm 土层磷组分的变化更强烈 (表 3)。与 CK 相比，短期 LN 处理显著提高了 0~10 cm 土层易分解态磷组分中的 Resin-P 和 $NaHCO_3-Pi$ 含量，与亚热带常

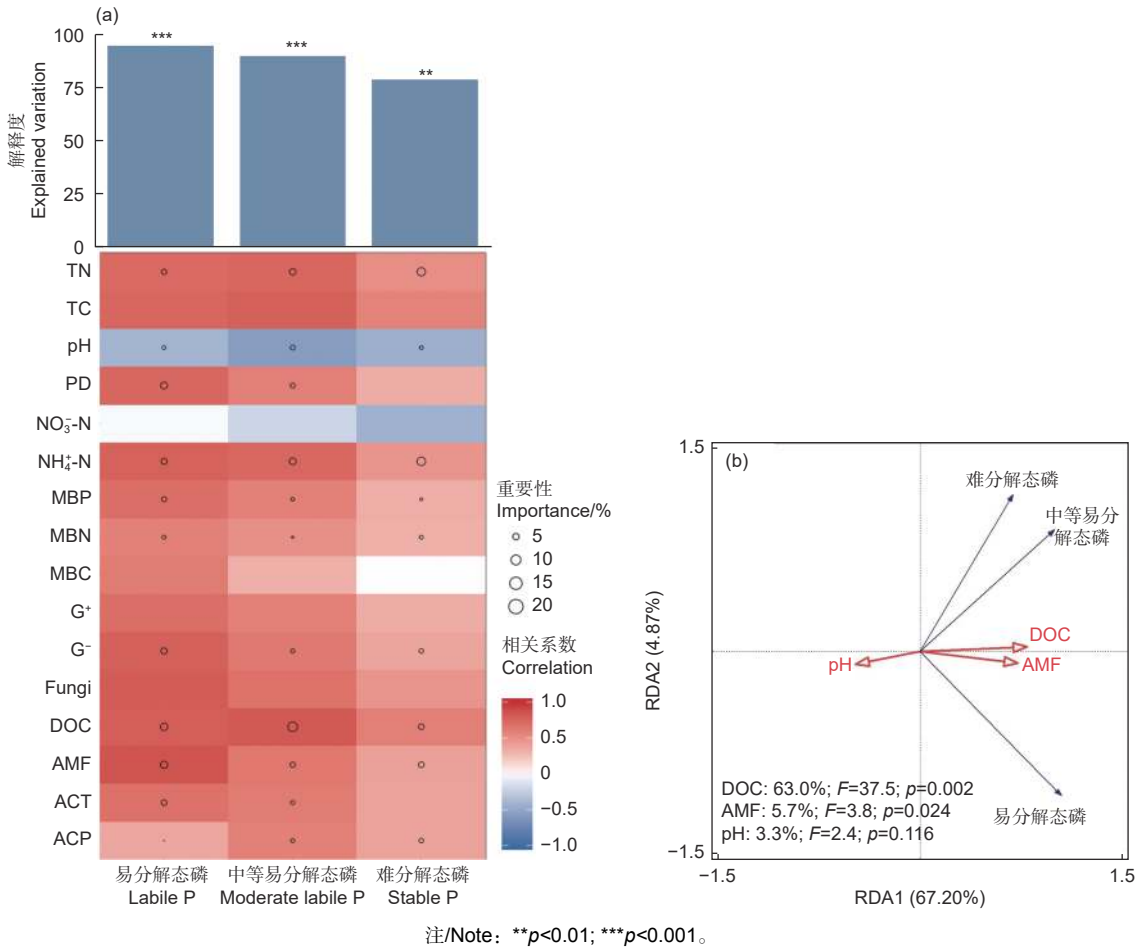


图4 土壤磷组分与环境因子的相关性分析 (a) 和冗余分析 (b)

Fig. 4 Correlation analysis (a) and redundancy analysis (b) between environment factors and soil phosphorus fractions

绿阔叶林的研究结果相同^[23]; 同时, 氮添加显著降低 0~10 cm $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量 (表 3)。研究表明, 在土壤无机磷不满足植物需求时, 土壤磷的有效性 with 有机磷矿化有关^[8]。易分解态有机磷更重要, 往往最先发生矿化来满足植物和微生物的磷需求, 导致 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量减少^[25]。因此, 氮添加下 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 的矿化可能与植物和微生物的磷需求增加有关。

本研究中, 0~10 cm 磷有效性的提高除了与 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 的转化有关, 还可能来自中等易分解态磷的补充。Fan 等^[7] 对米楮 (*Castanopsis carlesii* (Hemsl.) Hayata.) 林的研究表明, 持续 3 a 氮添加显著降低土壤 NaOH-Po 含量, 但增加了有效磷组分。Hou 等^[26] 发现, 易分解态无机磷与其他土壤磷库有显著相关关系, 并认为易分解态无机磷在调节全球土壤磷转化中起关键作用。尽管土壤过程对磷循环的具体影响尚不清楚, 但固相无机

磷转化的几种机制已被提出, 如固相扩散、重结晶和团聚体内的迁移^[27]。中等易分解态磷可能在矿化或解吸后转化为易分解态磷, 这是因为矿化和风化作用发生在溶液/矿物界面^[28], 释放的磷酸盐可能被土壤矿物吸附 (变成 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$), 也可能进入土壤溶液 (变成 Resin-P)^[7]。因此, 易分解态磷或中等易分解态磷是本研究区速效磷的主要来源。此外, 一般认为难分解态磷不能直接转化为可溶性无机磷^[26], 因此, 短时间内土壤微生物和植物几乎无法利用难分解态磷^[29]; 但本研究 HN 处理显著降低了 0~10 cm 土层的难分解态磷含量 (图 1), 与 Fan 等^[7] 研究结果一致。尽管氮添加未显著影响 0~10 cm 土壤微生物群落结构 (图 3), 但可能增加了微生物对磷的需求, 促使微生物分泌更多磷酸酶或更多 H^+ 促进难溶性磷酸盐的溶解^[30]。

10~20 cm 土层, 与 CK 相比, LN 处理仅显著提高易分解态磷中的 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量, 对其他

各磷组分均无显著影响；但与 LN 处理相比，HN 处理显著降低土壤 NaOHs-Pi 含量。通常认为，在根系和微生物丰度较高的表层土中，生物过程是控制土壤磷循环的主导因素^[31]。因此，在 10~20 cm 土层中，较低的生物量、酶活性等生物因素对磷组分变化的驱动可能需要更长的时间。总之，本研究结果表明，土壤磷转化是维持贫磷土壤磷有效性的重要途径，加强氮沉降下土壤固相磷组分转化的相关研究具有重要意义。

4.2 氮添加影响土壤磷组分变化的主要因素

本研究结果发现，DOC 含量是影响土壤磷组分变化最主要的因素，解释了磷组分变化的 63.0% (图 4b)，与易分解态磷、中等易分解态磷和难分解态磷均呈显著正相关；同时，ACP 和 PD 活性也与中等易分解态磷含量呈正相关关系 (图 4a)。作为微生物的能量来源，DOC 可能被微生物利用参与 ACP 和 PD 的合成，因此，短期氮输入可能刺激了微生物对于 DOC 的利用^[15]，从而间接影响微生物对中等易分解态磷的转化。此外，DOC 与各磷组分的紧密联系可能是因为碳、磷的耦合作用，如易分解态磷中的 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 是土壤中的可溶性有机磷^[32]，其与 DOC 均属于可溶性有机质，是土壤碳、磷最活跃的组分。此外， Al^{3+} 和 Fe^{3+} 等多价阳离子能同时与腐殖质的功能团或类似磷酸根的阴离子在有机质上形成三元配合物^[33]。短期尿素添加可能促进了土壤有机质的矿化分解^[34]，这会释放磷酸盐，进而被生物矿化或利用。同期研究发现，氮添加降低了黄山松林土壤有机质的类腐殖物质和腐殖化程度（未发表数据），这支持了笔者的猜测。Fan 等^[7] 研究发现，氮添加背景下 ACP 与易分解磷之间具有显著的负相关性，认为 ACP 活性与土壤基质的磷有效性密切相关。因此，0~10 cm 土层中土壤无机磷的增加可能限制了 ACP 活性的提高 (图 2)，磷酸酶活性与有效磷的负反馈调节可能是本研究中 ACP 和 PD 未成为主要驱动因素的部分原因。此外，最近的一些研究还发现，测定的酶活性并不代表其在土壤中的实际催化潜力^[35]。在 Michaelis-Menten 动力学方程中，中等反应速率时底物的浓度反映了酶对特定底物的亲和力^[36]，而土壤酶主要是在土壤非饱和条件下发挥作用，这意味着未来研究中需进一步关注磷酸酶动力学过程对氮沉降的响应，从而明确磷酸酶响应氮沉降的实际情况及其对磷组分转化

的具体贡献。本研究中，AMF 也是土壤磷组分变化的影响因子之一 (图 4b)。AMF 已被证明与磷转化有关^[37]，能够提高土壤的磷有效性。研究中，氮添加有增加 AMF 相对丰度的趋势，但影响不显著；同时，氮添加下 AMF 与易分解态磷和中等易分解态磷均呈显著正相关 (图 4a)。因此，今后研究仍需关注氮沉降下土壤磷组分的变化及菌根真菌在土壤磷转化过程中的贡献，以评估长期氮沉降对土壤磷供应潜力的影响及其机制。

5 结论

与 CK 相比，LN 添加提高了 0~10 cm 土层的有效磷 Resin-P 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 的含量，但显著降低了 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量；HN 添加显著降低了 0~10 cm NaOH-Pi 、 NaOH-Po 和 Residual-P 含量。氮添加对 0~10 cm 土层 MBP、ACP、PD 和微生物群落结构的影响不显著，但 HN 添加显著降低了 10~20 cm 土层 MBP 含量，显著提高 MBN/MBP 和 ACP、PD 活性。结果表明，短期 LN 添加主要促进 0~10 cm 土层 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 和中等易分解态磷 (NaOH-Pi 和 NaOH-Po) 的转化来维持土壤磷有效性。此外，氮添加下黄山松土壤磷组分转化的主要影响因素是 DOC、AMF，表明碳有效性和菌根真菌在黄山松土壤磷转化过程中发挥了重要作用，这对于了解氮沉降背景下贫磷生态系统土壤磷供应及生产力的维持具有潜在的意义。

参考文献:

- [1] Wright S J, Turner B J, Yavitt J B, *et al.* Plant responses to fertilization experiment in lowland species-rich tropical forests[J]. *Ecology*, 2018, 99(5): 1129-1138.
- [2] Peñuelas J, Jannsens I, Ciais P, *et al.* Anthropogenic global shifts in biospheric N and P concentrations and ratios and their impacts on biodiversity ecosystem productivity food security and human health[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(4): 1962-1985.
- [3] 刘彩霞, 焦如珍, 董玉红, 等. 杉木林土壤微生物区系对短期模拟氮沉降的响应[J]. *林业科学研究*, 2015, 28(2): 271-276.
- [4] Zak D R, Freedman ZB, Upchurch RA, *et al.* Anthropogenic N deposition increases soil organic matter accumulation without altering its biochemical composition[J]. *Global Change Biology*, 2016, 23(2): 933-944.
- [5] Hu B, Yang B, Pang X, *et al.* Responses of soil phosphorus fractions to gap size in a reforested spruce forest[J]. *Geoderma*, 2016, 279: 61-69.
- [6] Chen S, Yan Z, Zhang S, *et al.* Nitrogen application favors soil

- organic phosphorus accumulation in calcareous vegetable fields[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(5): 481-496.
- [7] Fan Y, Lin F, Yang L, *et al.* Decreased soil organic P fraction associated with ectomycorrhizal fungal activity to meet increased P demand under N application in a subtropical forest ecosystem[J]. *Biology and fertility of Soils*, 2018, 54(1): 149-161.
- [8] Tiessen H, Moir J O. Characterization of Available P by Sequential Extraction[M]. Carter M R, ed. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian: Lewis Press, 1993: 75-86.
- [9] 张虹, 于姣姐, 李海洋, 等. 不同栽植代数杉木人工林土壤磷素特征研究[J]. *林业科学研究*, 2021, 34(1): 10-18.
- [10] Spohn M, Widdig M. Turnover of carbon and phosphorus in the microbial biomass depending on phosphorus availability[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 2017, 113: 53-59.
- [11] Liu Y, Zhang G, Luo X, *et al.* Mycorrhizal fungi and phosphatase involvement in rhizosphere phosphorus transformations improves plant nutrition during subtropical forest succession[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 153: 108099.
- [12] Turlapati S A, Minocha R, Bhiravarasa P S, *et al.* Chronic N-amended soils exhibit an altered bacterial community structure in Harvard Forest, MA, USA[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2013, 83(2): 478-493.
- [13] Petr B. Forest microbiome: diversity, complexity and dynamics[J]. *Fems Microbiology Reviews*, 2017, 41(2): 109-130.
- [14] 刘金福, 朱德煌, 兰思仁, 等. 戴云山黄山松群落与环境的关联[J]. *生态学报*, 2013, 33(18): 5731-5736.
- [15] 曾泉鑫, 张秋芳, 林开森, 等. 酶化学计量揭示5年氮添加加剧毛竹林土壤微生物碳磷限制[J]. *应用生态学报*, 2021, 32(2): 521-528.
- [16] 曾晓敏, 范跃新, 林开森, 等. 亚热带不同植被类型土壤磷组分特征及其影响因素[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(7): 2156-2162.
- [17] Zhu J, He N, Wang Q, *et al.* The composition, spatial patterns, and influencing factors of atmospheric wet nitrogen deposition in Chinese terrestrial ecosystems[J]. *Science of The Total Environment*, 2015, 511: 777-785.
- [18] Carter M R. *Soil Sampling and Methods of Analysis*[M]. Florida: The Chemical Rubber Company Press, 1993.
- [19] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. *Soil biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703-707.
- [20] Tian J, Wei K, Condon L M, *et al.* Impact of land use and nutrient addition on phosphatase activities and their relationships with organic phosphorus turnover in semi-arid grassland soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2016, 52(5): 675-683.
- [21] 牛利敏, 苗倩倩, 彭定聪, 等. 长期粗放经营毛竹林土壤微生物群落演变特征[J]. *林业科学研究*, 2017, 30(2): 285-292.
- [22] Hedley M J, Stewart J W B, Chauhan B S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 46(5): 970-976.
- [23] Huang W, Zhou G, Liu J, *et al.* Shifts in soil phosphorus fractions under elevated CO₂ and N addition in model forest ecosystems in subtropical China[J]. *Plant Ecology*, 2014, 215(11): 1373-1384.
- [24] Weihrach C, Opp C. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far[J]. *Geoderma*, 2018, 325: 183-194.
- [25] 曾泉鑫, 曾晓敏, 林开森. 亚热带毛竹林土壤磷组分和微生物对氮添加的响应[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(3): 753-760.
- [26] Hou E, Chen C, Kuang Y, *et al.* A structural equation model analysis of phosphorus transformations in global unfertilized and uncultivated soils[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2016, 30(9): 1300-1309.
- [27] Barrow N J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(1): 9-18.
- [28] Uroz S, Calvaruso C, Turpault M P, *et al.* Mineral weathering by bacteria: ecology, actors and mechanisms[J]. *Trends in Microbiology*, 2009, 17(8): 378-387.
- [29] Velasquez G, Ngo P T, Rumpel C, *et al.* Chemical nature of residual phosphorus in Andisols[J]. *Geoderma*, 2016, 271: 27-31.
- [30] 杨豆, 石福习, 万松泽, 等. 金黄蓝状菌对毛竹土壤磷组分及苗木生物量的影响[J]. *林业科学研究*, 2021, 34(3): 145-151.
- [31] Achat D L, Augusto L, Bakker M R, *et al.* Microbial processes controlling P availability in forest spodosols as affected by soil depth and soil properties[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 44(1): 39-48.
- [32] 彭建勤, 林成芳, 洪慧滨, 等. 中亚热带森林更新方式对土壤磷素的影响[J]. *生态学报*, 2016, 36(24): 8015-8024.
- [33] Sinha M K. Organo-metallic phosphates[J]. *Plant & Soil*, 1971, 35(1): 471-484.
- [34] Mulvaney R L, Khan S A, Ellsworth T R. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production[J]. *Journal of environmental quality*, 2009, 38(6): 2295-2314.
- [35] Tan X, Nie Y, Ma X, *et al.* Soil chemical property rather than the abundance of active and potentially active microorganisms control soil enzyme kinetics[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 770: 144500.
- [36] Tabatabai M A, Bremner J M. Michaelis constants of soil enzymes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1971, 3(4): 317-323.
- [37] Becquer A, Trap J, Irshad U, *et al.* From soil to plant, the journey of P through trophic relationships and ectomycorrhizal association[J]. *Front Plant Science*, 2014, 5: 548.

Effects of Nitrogen Addition on the Soil Phosphorus Fractions in Subtropical *Pinus taiwanensis* Forests

LIN Qiao-yu¹, ZENG Quan-xin¹, YUAN Xiao-chun¹, CUI Ju-yan¹, XIE Huan¹,
LIN Hui-ying¹, LI Wei-peng², YANG Qing-bo², CHEN Yue-min¹

(1. School of Geographical Science, Fujian Normal University, Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou 350007, Fujian, China; 2. Daiyun Mountain National Nature Reserve Administration Bureau, Quanzhou 362500, Fujian, China)

Abstract: [Objective] To investigate the changes in soil phosphorus (P) fractions in *Pinus taiwanensis* forest under nitrogen (N) deposition, and further explore the driving factors of P fractions changes for providing scientific basis for how *Pinus taiwanensis* forest adapts to the continuous aggravation of nitrogen deposition in the future. [Method] Soil P fractions, microbial biomass, acid phosphomonoesterase activity (ACP), phosphodiesterase enzyme activity (Phosphodiesterase enzyme, PD), and soil phospholipid fatty acids were detected in a short-term N-addition experiment in a *Pinus taiwanensis* forest on Daiyun Mountain, Fujian Province, China. [Result] There were significant effects of high N addition on the content of moderately labile P and stable P at 0–10 cm depth, whereas insignificant effects on the content of labile P, microbial biomass, ACP, PD, and community composition. In addition, low nitrogen supplementation significantly decreased the ratio of gram-positive bacteria to gram-negative bacteria in 10–20 cm soil layer ($p < 0.05$). In general, the variation trend of P fractions in the 10–20 cm soil layer was consistent with that in the 0–10 cm soil layer, but the change was not significant. However, N addition significantly decreased the content of microbial biomass P, and significantly increased ACP, PD activity and microbial biomass N/microbial biomass P. In addition, low N addition significantly decreased the ratio of gram-positive bacteria to gram-negative bacteria in 10–20 cm depth ($p < 0.05$). Redundancy analysis showed that soluble organic carbon and arbuscular mycorrhizal fungi key factors affecting changes in soil P fractions. [Conclusion] Short-term N addition maintains the soil P availability by promoting P transformation (e.g. the mineralization of moderate labile P), which is helpful for understanding the maintenance mechanism of soil P availability and productivity in P-poor ecosystems under short-term nitrogen deposition.

Keywords: nitrogen deposition; phosphorus fractions; phosphatase activity; microbial community

(责任编辑: 徐玉秀)