

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2021.06.012

宋凯悦, 马亚培, 李宇轩, 等. 生物质炭施用对杉木幼苗土壤磷组分的影响. 土壤, 2021, 53(6): 1192–1199.

## 生物质炭施用对杉木幼苗土壤磷组分的影响<sup>①</sup>

宋凯悦<sup>1,2</sup>, 马亚培<sup>1,2</sup>, 李宇轩<sup>3</sup>, 谢欢<sup>1,2</sup>, 闫代红<sup>1,2</sup>, 陈岳民<sup>1,2</sup>, 马红亮<sup>1,2</sup>, 高人<sup>1,2</sup>, 尹云锋<sup>1,2\*</sup>

(1 福建师范大学地理研究所, 福州 350007; 2 福建省湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007; 3 华中农业大学微量元素研究中心, 武汉 430070)

**摘要:** 通过盆栽试验, 采用 Hedley 连续浸提法研究不同生物质炭施用量处理 (CK: 0 t/hm<sup>2</sup>; B<sub>12</sub>: 12 t/hm<sup>2</sup>; B<sub>36</sub>: 36 t/hm<sup>2</sup>) 对杉木幼苗土壤磷组分的影响。结果表明: 与 CK 相比, 试验 180 d 后 B<sub>12</sub> 和 B<sub>36</sub> 处理土壤全磷与有效磷含量分别增加了 8.7% ~ 26.0% 和 24.0% ~ 101.7%, 有效磷在全磷中的比例显著提高; 土壤磷组分中, 残余态磷在全磷及无机磷组分中的比例均最高, 分别为 48.5% ~ 51.1% 和 58.7% ~ 68.3%。B<sub>36</sub> 处理下, 土壤各无机磷组分均显著增加, 其中易分解态磷和中等易分解态磷在无机磷中的比例显著提高, 而稳定态磷和残余态磷的比例显著降低。中等易分解态磷占总有机磷的比例最高, 达 69.3% ~ 70.2%, 生物质炭施用对各有机磷组分在总有机磷中的比例影响均不显著, 仅在 B<sub>36</sub> 处理下, 土壤有机磷中易分解态磷和中等易分解态磷含量显著降低。冗余分析表明, 土壤全碳与各无机磷组分呈显著正相关关系, 与有机磷组分呈显著负相关关系, 是影响土壤磷组分变化的关键因子。

**关键词:** 生物质炭; 人工林; 磷组分; 杉木

**中图分类号:** S156.2; S714.6 **文献标志码:** A

## Effects of Biochar Application on Soil Phosphorus Fractions of *Cunninghamia lanceolata* Seedlings

SONG Kaiyue<sup>1,2</sup>, MA Yapei<sup>1,2</sup>, LI Yuxuan<sup>3</sup>, XIE Huan<sup>1,2</sup>, YAN Daihong<sup>1,2</sup>, CHEN Yuemin<sup>1,2</sup>, MA Hongliang<sup>1,2</sup>, GAO Ren<sup>1,2</sup>, YIN Yunfeng<sup>1,2\*</sup>

(1 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 2 State Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou 350007, China; 3 Microelement Research Center, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

**Abstract:** Using the Hedley sequential extraction method, the effects of biochar application rate on soil phosphorus (P) fractions of *Cunninghamia lanceolata* seedlings with a pot experiment were evaluated. Three biochar application rate treatments were performed with 0 (CK), 12 t/hm<sup>2</sup>(B<sub>12</sub>), 36 t/hm<sup>2</sup>(B<sub>36</sub>). Results indicated that the contents of total P (TP) and available P (AP) in B<sub>12</sub> and B<sub>36</sub> treatments were increased by 8.7%–26.0% and 24.0%–101.7% in relation to CK after 180 days, and the proportion of AP in TP also was significantly increased. Among P fractions, residual P represented 48.5%–51.1% of soil TP and 58.7%–68.3% of soil inorganic P. B<sub>36</sub> treatment significantly increased the contents of inorganic P fractions, and the proportion of labile P and moderately labile P as inorganic P forms, while significantly reduced the percentage of occluded P and residual P to inorganic P. The proportion of moderately labile P in total organic P was the highest, accounting for 69.3%–70.2%. Biochar application had no significant influence on the proportion of organic P fractions in total organic P, and B<sub>36</sub> treatment significantly decreased the contents of labile P and moderately labile P as organic P forms. Redundancy analysis revealed that soil total carbon was significantly positively correlated with soil inorganic P and negatively correlated with soil organic P, which was the key factor influencing the changes of soil P fractions.

**Key words:** Biochar; Plantation; Phosphorus fractions; *Cunninghamia lanceolata*

①基金项目: 福建省公益类科研院所专项(2020R1002005)和国家自然科学基金项目(31470628, 31770659)资助。

\* 通讯作者(yunfengyin@163.com)

作者简介: 宋凯悦(1996—), 女, 山东滨州人, 硕士研究生, 研究方向为土壤生态与环境。E-mail: 2236278939@qq.com

杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是我国亚热带地区广泛种植的速生树种,其人工林面积已达 $1.10 \times 10^7$   $\text{hm}^2$ ,约占全国人工林总面积的21.4%,在人工林生态系统中占据重要地位<sup>[1-2]</sup>。然而,由于杉木特有的生物学特性以及不合理的营林措施,导致人工林土壤肥力下降,磷(P)素缺乏已成为杉木人工林生长的重要制约因素<sup>[2]</sup>。土壤磷素供应受限一方面是由于连栽以及皆伐火烧等导致土壤养分大量流失<sup>[3]</sup>,另一方面是因为该区域土壤高度风化且呈酸性,植物可吸收利用的有效磷(AP)易被土壤中铁铝氧化物吸附固定<sup>[4]</sup>,致使磷素多以难分解态存在,即使土壤全磷(TP)含量高,AP供应也很难满足植物需求<sup>[5]</sup>。因此,活化土壤固定的和不易被植物吸收的磷是提高其利用率的重要途径<sup>[6]</sup>。

生物质炭是生物质材料在缺氧或限氧环境中热解而成的稳定多孔、高度芳香化的富碳物质<sup>[7]</sup>。研究表明,生物质炭作为土壤改良剂,有助于改善杉木人工林土壤肥力状况<sup>[8]</sup>。目前,围绕生物质炭施入对土壤磷素有效性的影响研究亦有较多报道,但结论不一<sup>[9-11]</sup>。已有研究发现,生物质炭可以直接释放可溶性磷以增加土壤AP含量<sup>[9]</sup>,但也有研究认为生物质炭施用加剧了土壤磷淋失<sup>[12]</sup>,或间接改变了土壤性质而影响磷的吸附、解吸、溶解、沉淀等过程<sup>[13]</sup>。这些差异表明生物质炭施用对土壤磷循环的影响还存在很大的不确定性。因此,研究磷组分分布特征及影响因素对深入认识生物质炭和土壤磷有效性关系尤为重要<sup>[14-15]</sup>。

由Hedley等<sup>[16]</sup>及Wang等<sup>[17]</sup>提出的连续浸提法已被广泛用于土壤磷组分研究。Gao等<sup>[7]</sup>发现生物质炭施用对农田土壤AP和微生物生物量磷(MBP)含量有促进作用。Chaturika等<sup>[13]</sup>研究发现,生物质炭施用显著提高了黏壤土中 $\text{NaHCO}_3$ 浸提磷( $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ )和 $\text{NaOH}$ 提取磷( $\text{NaOH-P}$ )含量,而对壤土中的没有影响。Xu等<sup>[18]</sup>将生物质炭施用到酸性土壤中提高了 $\text{HCl}$ 提取磷( $\text{HCl-P}$ )含量,但这种影响未在碱性土壤中发现。亦有研究发现,生物质炭会吸附溶液中磷酸盐,降低碱性土壤磷有效性<sup>[19]</sup>。这些差异可能与土壤类型、生物质炭来源和制备条件以及施用量不同有关。当前,有关生物质炭施用对土壤磷组分变化的影响研究较少,且报道多集中在农田土壤,对人工林土壤的研究还不多见。为此,本研究以杉木幼苗土壤为研究对象,研究生物质炭施用对土壤磷组分的影响,以为该区域人工林土壤肥力提升和生物质资源合理利用提供科学依据。

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 供试材料

供试土壤于2019年3月下旬取自福建省闽北水土保持科教园,土壤类型为山地红壤。将去除石砾、动植物残体等杂物后的新鲜土壤样品,过5 mm筛备用。供试土壤的全碳(TC) 16.51 g/kg,全氮(TN) 1.71 g/kg,全磷(TP) 0.53 g/kg, pH 4.49。供试1年生杉木幼苗购自三明苗木基地。供试生物质炭(玉米秸秆,450℃制备)购自辽宁金和福农业科技股份有限公司,TC 442.91 g/kg, TN 7.97 g/kg, TP 2.94 g/kg, pH 10.17。

### 1.2 试验设计

试验地点位于仓山校区长安山公园(26°02'11"N, 119°18'03"E)。将6.24 kg新鲜土(相当于5.00 kg烘干土)、生物质炭与基肥按照一定比例混合均匀后装入直径25 cm、高25 cm的塑料盆中,选择长势一致的杉木幼苗栽入盆中。基肥施用量为: $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  50  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ,  $\text{K}_2\text{SO}_4$  75  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ,  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  100  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ; 生物质炭施用量分别为0、12、36  $\text{t}/\text{hm}^2$ ,相当于土壤质量的0、1%和3%,分别记作处理CK、B<sub>12</sub>、B<sub>36</sub>,每个处理5次重复。自2019年4月1日起,每天检查幼苗生长状况,调换塑料盆位置,补充水分,去除土壤表面杂草和杂物,以减少环境因素的干扰。试验180 d后进行破坏性取样,利用四分法取出土样,新鲜土样去除根系、石砾等杂物,过2 mm尼龙网筛后分成两部分,一部分4℃储存;另一部分自然风干。

### 1.3 测定项目及方法

土壤pH采用便携式pH计(Mettler FE28,上海)测定;TC利用元素分析仪(Elementar Vario MAX CN,德国)测定;含水量(SWC)采用烘干法测定;可溶性有机碳(DOC)采用总有机碳分析仪(TOC-VCPH/CPN, Shimadzu,日本)测定。微生物生物量碳(MBC)和微生物生物量氮(MBN)采用氯仿熏蒸- $\text{K}_2\text{SO}_4$ 浸提法浸提,微生物生物量磷(MBP)采用氯仿熏蒸- $\text{NaHCO}_3$ 浸提法浸提<sup>[20]</sup>,利用连续流动分析仪测定提取液氮和磷含量,利用总有机碳分析仪(TOC-VCPH/CPN, Shimadzu,日本)测定提取液碳含量。

土壤磷组分分析采用Hedley等<sup>[16]</sup>提出的连续浸提法,参照Fan等<sup>[21]</sup>和Wang等<sup>[17]</sup>将土壤磷形态划分为:①易分解态磷(labile phosphorus, LP,包括Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ ),其中Resin-P为阴离子树脂膜提取的无机磷(Pi), $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 是通过 $\text{NaHCO}_3$ 溶液提取的无机磷与有

机磷(Po); ②中等易分解态磷 (moderately labile phosphorus, ML-P, 包括 NaOH-Pi、NaOH-Po), 即利用 NaOH 溶液进一步提取的无机磷和有机磷; ③稳定态磷 (occluded phosphorus, OP, 包括 NaOHs-Pi、NaOHs-Po、Dil.HCl-Pi), 其中 NaOHs-Pi、NaOHs-Po 是经 NaOH 溶液浸提和超声处理后的无机磷和有机磷, Dil.HCl-Pi 是用稀 HCl 浸提的无机磷; ④残余态磷 (residual phosphorus, RP), 即利用 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 HClO<sub>4</sub> 高温消煮后测得的残留在土壤中的磷, 为闭蓄态无机磷。根据土壤磷形态稳定性由弱到强的顺序提取, 利用连续流动分析仪(Skalarsan++, 荷兰)测定土壤磷组分含量。土壤 TP 为各级磷组分之和, 土壤 AP 为 Resin-P+NaHCO<sub>3</sub>-Pi+NaHCO<sub>3</sub>-Po, 总有机磷(TPo)为 NaHCO<sub>3</sub>-Po+NaOH-Po+NaOHs-Po。

#### 1.4 数据处理

数据运用 Microsoft Excel 2013 整理, 统计分析和作图采用 SPSS 25.0 和 Origin 2017 软件, 文中数据为平均值 ± 标准误差。采用单因素方差分析法,

分析不同处理下各指标的差异显著性(LSD 检验,  $P<0.05$ ); 利用相关分析研究不同处理下土壤理化性质、磷组分和微生物生物量之间的相关性; 运用 CANOCO 5.0 软件进行冗余分析(RDA)。

## 2 结果与分析

### 2.1 施用生物质炭对土壤基本性质的影响

如表 1 所示, 与 CK 处理相比, B<sub>12</sub> 和 B<sub>36</sub> 处理显著提高了土壤 pH 及 TC、MBC、MBP、TP 和 AP 含量( $P<0.05$ ), pH 分别提高了 0.19 和 0.62 个单位, TC 含量分别增加了 38.1% 和 95.5%, MBC 含量分别提高了 55.9% 和 50.4%, MBP 含量分别提高了 28.6% 和 40.3%, TP 含量分别增加了 8.7% 和 26.0%, AP 含量分别提高了 24.0% 和 101.7%, AP 在 TP 中所占比例亦显著提高( $P<0.05$ )。B<sub>36</sub> 处理显著增加 SWC、DOC 含量( $P<0.05$ ), 但 B<sub>12</sub> 处理与 CK 处理差异并不显著; 此外, 不同处理间的土壤 MBN 含量和 MBC/MBP 比值均无显著差异。

表 1 不同处理的土壤基本性质  
Table 1 Basic properties of soils under different treatments

指标	CK	B <sub>12</sub>	B <sub>36</sub>
pH	4.55 ± 0.06 c	4.74 ± 0.03 b	5.17 ± 0.06 a
TC(g/kg)	18.18 ± 0.34 c	25.11 ± 1.13 b	35.55 ± 0.93 a
SWC(%)	28.28 ± 0.05 b	32.36 ± 0.07 ab	38.98 ± 0.03 a
DOC(mg/kg)	7.52 ± 1.47 b	7.73 ± 1.17 b	17.29 ± 1.30 a
MBC(mg/kg)	227.44 ± 34.65 b	354.53 ± 47.26 a	342.03 ± 85.80 a
MBN(mg/kg)	27.49 ± 4.59 a	30.73 ± 8.70 a	36.55 ± 7.24 a
MBP(mg/kg)	36.66 ± 2.52 b	47.16 ± 6.97 a	51.44 ± 10.15 a
MBC/MBP	6.21 ± 0.95 a	7.62 ± 1.31 a	6.89 ± 2.33 a
TP(mg/kg)	634.40 ± 13.17 c	689.44 ± 10.91 b	799.49 ± 20.12 a
AP(mg/kg)	43.92 ± 3.30 c	54.48 ± 2.06 b	88.58 ± 2.24 a
AP/TP(%)	6.92 ± 0.47 c	7.90 ± 0.26 b	11.08 ± 0.17 a

注: 表中同行不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ ); 下同。

### 2.2 施用生物质炭对土壤磷组分的影响

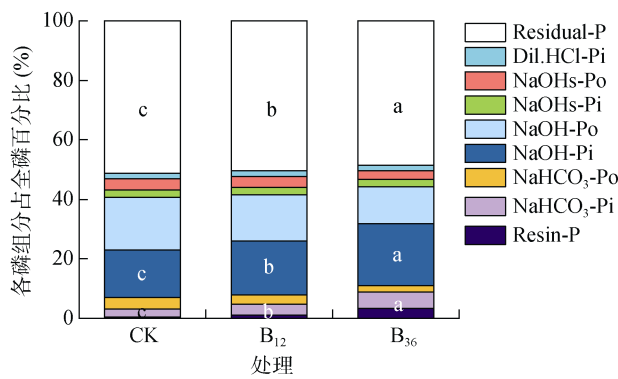
由表 2 和图 1 可知, CK 处理土壤不同形态磷总体分布表现为 RP>ML-P>OP>LP, 所占 TP 比例分别为 51.1%、33.6%、8.3% 和 6.9%。生物质炭施用后土壤无机磷中的 Resin-P、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaOH-Pi、Residual-P 含量升高, 且处理间差异显著( $P<0.05$ )。同 CK 处理相比, B<sub>36</sub> 处理土壤 OPi(NaOHs-Pi、Dil.HCl-Pi)含量显著增加, LPo 和 ML-Po(NaHCO<sub>3</sub>-Po、NaOH-Po)含量显著下降( $P<0.05$ ), 而 B<sub>12</sub> 处理无明显变化。B<sub>36</sub> 处理土壤磷组分总体分布呈现为

RP>ML-P>LP>OP, 所占 TP 比例依次为 48.5%、33.1%、11.1% 和 7.4%。

从表 2 与图 2A 可见, 土壤中 RP/TPi 比例为 58.7%~68.3%, 表明 RP 是 TPi 的主体部分。与 CK 处理相比, B<sub>12</sub> 和 B<sub>36</sub> 处理均显著提高了 LPi/TPi 和 ML-Pi/TPi 的比例, 但 RP/TPi 比例显著降低( $P<0.05$ ); 而 B<sub>36</sub> 处理的 OPi/TPi 亦有显著降低( $P<0.05$ )。土壤中 ML-Po/TPo 比例最大, 为 69.3%~70.2%, 并且生物质炭施用并未显著影响各有机磷组分在 TPo 中的比例(图 2B)。

表 2 不同处理土壤磷组分含量(mg/kg)  
Table 2 Contents of soil P fractions under different treatments

磷形态	磷组分	CK	B <sub>12</sub>	B <sub>36</sub>
LP	Resin-P	3.24 ± 0.25 c	8.40 ± 0.56 b	26.70 ± 0.47 a
	NaHCO <sub>3</sub> -Pi	17.30 ± 0.87 c	24.60 ± 3.22 b	43.57 ± 0.31 a
	NaHCO <sub>3</sub> -Po	23.38 ± 2.65 a	21.48 ± 2.27 ab	18.31 ± 2.07 b
ML-P	NaOH-Pi	101.72 ± 3.34 c	125.08 ± 7.85 b	166.40 ± 1.60 a
	NaOH-Po	111.76 ± 8.14 a	106.04 ± 4.47 a	97.98 ± 2.46 b
OP	NaOHs-Pi	15.45 ± 1.16 b	17.80 ± 1.54 b	20.52 ± 0.80 a
	NaOHs-Po	24.55 ± 1.89 a	25.40 ± 1.17 a	23.48 ± 4.93 a
	Dil.HCl-Pi	12.60 ± 0.64 b	13.14 ± 1.36 b	14.94 ± 1.51 a
RP	Residual-P	324.40 ± 6.54 c	347.50 ± 3.28 b	387.60 ± 15.32 a



(图中小写字母表示不同处理间差异在  $P < 0.05$  水平显著, 下同)

图 1 不同处理下土壤磷组分在全磷中的比例

Fig.1 Percentages of soil P fractions to total P under different treatments

### 2.3 土壤磷组分与有效磷及环境因子的相关性

由表 3 可知, 土壤 AP 含量与无机磷组分呈极显著正相关关系 ( $P < 0.01$ ), 与有机磷组分中的 NaOH-Po 呈极显著负相关关系 ( $P < 0.01$ ), 与 NaHCO<sub>3</sub>-Po 呈显著负相关关系 ( $P < 0.05$ )。除 NaOHs-Po 与其他各组分磷

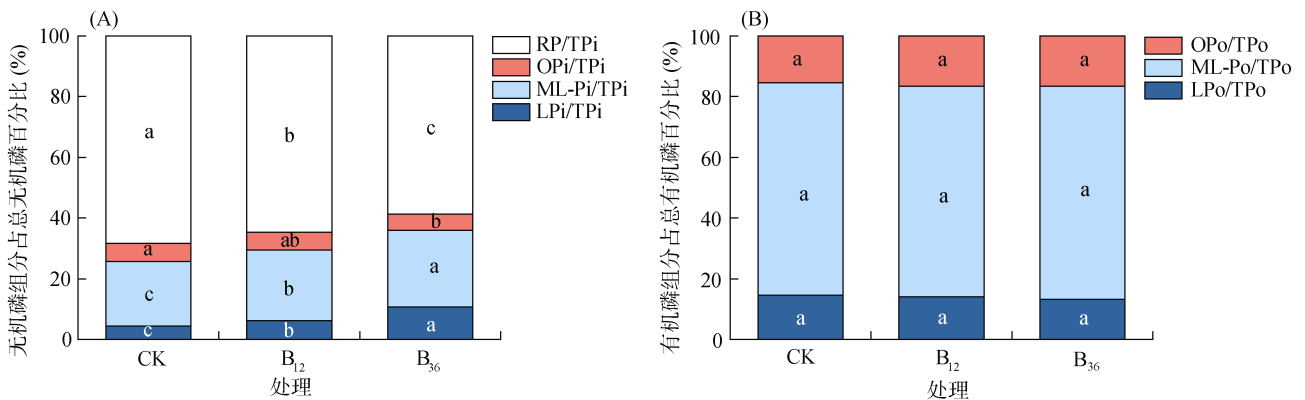
之间以及 NaHCO<sub>3</sub>-Po 与 Dil.HCl-Pi 之间无显著相关性外, 土壤各磷组分之间呈不同程度的显著相关关系, 其中 Resin-P、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaOH-Pi、NaOHs-Pi、Residual-P 之间存在极显著相关关系 ( $P < 0.01$ )。

以土壤基本性质(pH、SWC、TC、DOC)和微生物生物量(MBC、MBN、MBP)作为解释变量, 土壤磷组分的变化特征值作为响应变量作 RDA 分析(图 3)。RDA 的第 1 轴和第 2 轴分别解释变量的 93.82% 和 1.18%, 其中, TC 的影响最大, 解释了土壤磷组分变化的 92.0%, TC 与土壤无机磷含量呈显著正相关关系, 与土壤有机磷含量呈显著负相关关系。

## 3 讨论

### 3.1 生物质炭施用对土壤有效磷的影响

本研究发现, Resin-P 占 TP 比例仅 0.5%, 可见供试土壤短期内最易被杉木幼苗吸收利用的磷含量很低。此外, 施用生物质炭显著提高了土壤 TP 和 AP 含量, 且不同生物质炭施用量处理间存在显著差



(A 图中 TPi: 总无机磷; LPi: 易分解态无机磷; ML-Pi: 中等易分解态无机磷; OPi: 稳定态无机磷; RP: 残余态磷; B 图中 LPo: 易分解态有机磷; ML-Po: 中等易分解态有机磷; OPo: 稳定态有机磷; 下同)

图 2 不同处理下土壤磷组分占无机磷和有机磷的比例

Fig. 2 Percentages of soil P fractions to total inorganic P and total organic P under different treatments

表 3 土壤中有有效磷与磷组分的相关性分析  
Table 3 Pearson correlations between soil AP and different soil P fractions

	无机磷组分					有机磷组分			
	Resin-P	NaHCO <sub>3</sub> -Pi	NaOH-Pi	NaOHs-Pi	Dil.HCl-Pi	RP	NaHCO <sub>3</sub> -Po	NaOH-Po	NaOHs-Po
NaHCO <sub>3</sub> -Pi	0.988**								
NaOH-Pi	0.975**	0.992**							
NaOHs-Pi	0.857**	0.894**	0.909**						
Dil.HCl-Pi	0.665**	0.653**	0.644**	0.598*					
Residual-P	0.935**	0.937**	0.940**	0.795**	0.655**				
NaHCO <sub>3</sub> -Po	-0.697**	-0.734**	-0.747**	-0.864**	-0.457	-0.584*			
NaOH-Po	-0.735**	-0.757**	-0.730**	-0.683**	-0.575*	-0.734**	0.671**		
NaOHs-Po	-0.218	-0.198	-0.180	-0.129	-0.362	-0.024	0.246	0.143	
AP	0.994**	0.989**	0.976**	0.838**	0.660**	0.947**	-0.640*	-0.724**	-0.192

注：\*和\*\*分别表示在  $P < 0.05$  和  $P < 0.01$  水平显著相关。

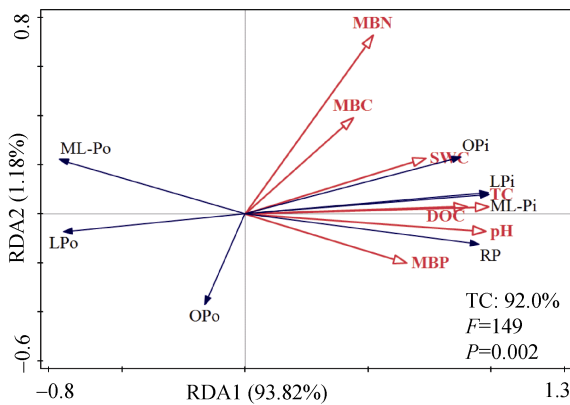


图 3 土壤磷组分影响因素的冗余分析

Fig. 3 Redundancy analysis (RDA) of influencing factors on soil P fractions

异, 高量施用处理效果较低量施用处理更为明显, 这与 Gao 等<sup>[7]</sup>研究结果一致, 其原因在于生物质在热解过程中挥发碳, 同时分解有机磷键, 使得大量可溶性磷酸盐残留在生物质炭中, 因此生物质炭可作为直接磷源<sup>[7]</sup>; 且生物质炭理化性质稳定, 抗分解、抗氧化能力强, 磷挥发性差, 可以保证磷素长期有效地供应<sup>[22-24]</sup>。已有研究表明, 土壤 AP 含量和活性与土壤 pH 改变有关<sup>[18]</sup>。如 Fan 等<sup>[4]</sup>研究发现, pH 与土壤磷组分之间存在显著相关性; Hou 等<sup>[25]</sup>研究认为, pH 对表层土壤有机磷起着关键调控作用; Zhai 等<sup>[26]</sup>亦发现, 玉米秸秆生物质炭施用后红壤 pH 增加, 进而提高了 AP 含量。由于生物质炭表面带有负电基团, 能结合土壤溶液中的 H<sup>+</sup>, 施用生物质炭提高了酸性土壤 pH<sup>[27]</sup>, 导致磷与土壤矿物或金属离子的络合作用发生改变, 吸附在铁铝氧化物上的磷素溶解, 减少了磷素在土壤中的固定<sup>[5]</sup>。本研究与上述报道结论相近, RDA 分析亦进一步表明, 土壤 pH 与无机磷组分含量呈正相关, 与有机磷组分含量呈负相关。

MBP 是土壤中重要的活性磷源, 能在一定程度上反映土壤供磷能力, 而 MBC/MBP 是衡量土壤 MBP 有效性的重要指标, 一般比值越小表明微生物对磷的矿化速率越快<sup>[28]</sup>。此外, Gul 等<sup>[29]</sup>研究表明, 较高的 MBC 含量也意味着较高的磷矿化率。本研究中, MBC/MBP 比值较小, 且生物质炭施用后土壤 MBC、MBP 含量显著增加。生物质炭施入土壤, 为微生物提供了碳源, 同时改善了土壤养分和通气性, 有利于微生物活性提高, 分泌大量胞外酶(如酸性磷酸酶), 进而提高土壤磷矿化率<sup>[30]</sup>。李渝等<sup>[28]</sup>亦有类似发现, 他们发现 MBP 含量增加主要是来自于微生物驱动下有机磷和矿化了的无机磷的同化作用。生物质炭施用可以激发微生物对磷的矿化潜力, 这可能是本研究中生物质炭提高土壤 AP 的又一原因。在本研究中, 施用生物质炭对土壤 AP 的影响程度大于 TP, 这与 Yang 等<sup>[31]</sup>研究结论一致, 他们认为生物质炭施用后土壤 AP 含量增加主要归因于土壤内源磷的活化, 而非生物质炭中磷的释放, 生物质炭能够将植物难以利用的磷转化为可利用性磷, 对磷代谢产生积极影响。

### 3.2 生物质炭施用对土壤磷组分的影响

本研究发现, 生物质炭施用显著改变了土壤磷组分含量及各组分在 TP 中的比例, 土壤磷素对生物质炭的响应程度与不同磷组分的稳定性有关。已有研究表明, 各处理中土壤 RP 含量最高, 约占 TP 一半, 该组分可与铁铝氧化物结合, 较为稳定, 但可通过解吸、风化、矿化过程被植物吸收利用, 成为潜在磷库<sup>[32]</sup>。尽管施用生物质炭后土壤中 RP 含量显著增加, 但 RP 在 TP 及 TPi 中的比例显著降低, 相关分析亦表明, RP 与无机磷组分均呈显著正相关关系, 这可能与生物质炭施用促进了解磷微生物对土壤 RP 等难溶性磷酸盐利用有关<sup>[6]</sup>, 进而引起 RP 向其他形

态磷转化。

LP(Resin-P、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po)中 Resin-P 是与土壤溶液处于平衡状态的土壤固相无机磷<sup>[33]</sup>，NaHCO<sub>3</sub>-Pi 是晶体化合物表面弱吸附力的活性无机磷，NaHCO<sub>3</sub>-Po 主要存在于不稳定有机化合物中<sup>[34]</sup>。因此，植物和微生物趋向于首先利用 LP 来满足增加的磷需求，但在高度风化土壤中，LP 易被铁铝氧化物吸附固定<sup>[4]</sup>。ML-P(NaOH-Pi、NaOH-Po)与 LP 相比，与铁铝氧化物及有机物的联系更为密切，是维持土壤 LP 平衡的关键，被认为是短期内 LPi 的潜在来源<sup>[34]</sup>。本研究中，Resin-P、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaOH-Pi 和 NaHCO<sub>3</sub>-Po、NaOH-Po 之间均存在显著相关关系，这与其他研究强风化酸性土壤的报道一致<sup>[35-36]</sup>。生物质炭施用显著提高了土壤中 LPi 和 ML-Pi 含量及其在 TPi 中的比例，较高生物质炭施用量处理的土壤中 LPo 和 ML-Po 含量显著降低，但各有机磷组分在 TPo 中的比例未显著变化，这与武玉<sup>[36]</sup>的研究结论相似，他在短期培养研究中发现，生物质炭施用加强了对酸性土壤 Resin-P、NaOH-Pi 的正激发，减弱了对 NaHCO<sub>3</sub>-Pi 的负激发，对 NaHCO<sub>3</sub>-Po 的激发效应由正转负。蒋炳伸等<sup>[30]</sup>研究发现，外源秸秆输入改善土壤环境(pH 和养分)，有利于微生物的大量繁殖，微生物产生的大量分泌物(如低分子量有机酸)，可通过配位交换作用与磷酸根竞争土壤颗粒表面的阴离子吸附位点，进而促进弱吸附力的活性无机磷释放，这可能是本研究中活性无机磷增加的原因。Maranguit 等<sup>[37]</sup>指出，微生物对土壤有机磷的矿化是 AP 主要补充来源。亦有研究表明，土壤 NaHCO<sub>3</sub>-Po 中部分以 MBP 形式存在<sup>[38]</sup>。因此 LPo 和 ML-Po 含量降低可能是因为生物质炭施用增强了微生物群落驱动的土壤易矿化有机磷向 LPi 和 ML-Pi 转化的过程，或被微生物矿化后继而同化为 MBP。此外，在对照及施用生物质炭的所有处理中土壤 ML-Po 占 TPo 比例最大，Wu 等<sup>[39]</sup>亦有类似发现，表明该组分比例相对较高且较为稳定，只有少部分具有生物活性。本研究中 OP 受生物质炭影响最小，其中 Dil.HCl-Pi 含量较低，它是与钙结合的原生矿物态磷<sup>[6]</sup>，该形态磷只在高量生物质炭处理下显著增加，这可能由于土壤 pH 升高，交换性钙镁含量增加，钙诱导磷吸附，促进了 Dil.HCl-Pi 积累<sup>[18]</sup>。

本研究发现 TC 是影响土壤磷组分变化的关键因子，TC 与无机磷组分含量显著正相关，与有机磷组分含量显著负相关，其中 TC 对土壤 LPi 和 ML-Pi 影响最大(图 3)。这与 Maranguit 等<sup>[37]</sup>研究结果吻合，

他们研究了土地利用变化对土壤磷组分的影响，发现高度风化的热带土壤中 LP 与 TC 含量显著正相关，表明土壤有机质在维持磷有效性中起着关键作用。Frizano 等<sup>[35]</sup>对亚热带滑坡迹地森林恢复过程中土壤磷组分变化展开研究，同样认为强风化土壤中 TC 积累对土壤 AP 库的维持至关重要，且微生物作用下有机质矿化是向植物提供磷素的最重要过程。此外，生物质炭的多孔结构能够改善微生物栖息环境，提高营养物质的转换效率<sup>[40]</sup>。雷海迪等<sup>[8]</sup>在对杉木凋落物及其制备而成的生物质炭对比研究中发现，生物质炭中 TC 含量高于凋落物，且生物质炭性质稳定，存留时间更长，施入土壤后可显著提高 TC 含量，进而影响微生物活动，本研究结果与之一致。因此，土壤中碳、磷循环可能存在耦合关系，微生物对碳的需求同时影响磷的供应，进而影响土壤磷组分变化<sup>[41]</sup>。

## 4 结论

1) 本研究中土壤磷组分主要以残余态磷(RP)为主，最易被杉木幼苗吸收利用的磷含量很低，无机磷组分中所占比例最高的仍然是残余态磷，而有机磷组分中所占比例最高的为中等易分解态有机磷(ML-Po)。

2) 短期内生物质炭施用显著提高了土壤 TP 和 AP 含量，影响了土壤磷组分含量及其所占比例，特别是高量生物质炭施用效果更加明显。

3) 生物质炭施用显著提高了土壤 TC 含量和 pH，且 TC 是影响土壤磷组分变化的关键因子。

## 参考文献：

- [1] Yu Y C, Yang J Y, Zeng S C, et al. Soil pH, organic matter, and nutrient content change with the continuous cropping of *Cunninghamia lanceolata* plantations in South China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(9): 2230–2238.
- [2] Wang C Q, Xue L, Jiao R Z. Soil phosphorus fractions, phosphatase activity, and the abundance of phoC and phoD genes vary with planting density in subtropical Chinese fir plantations[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 209: 104946.
- [3] 胡华英, 殷丹阳, 曹升, 等. 生物炭对杉木人工林土壤养分、酶活性及细菌性质的影响[J]. *生态学报*, 2019, 39(11): 4138–4148.
- [4] Fan Y X, Zhong X J, Lin F, et al. Responses of soil phosphorus fractions after nitrogen addition in a subtropical forest ecosystem: Insights from decreased Fe and Al oxides and increased plant roots[J]. *Geoderma*, 2019, 337: 246–255.
- [5] 于姣姣, 殷丹阳, 李莹, 等. 生物炭对土壤磷素循环影响机制研究进展[J]. *江苏农业科学*, 2017, 45(18): 17–21.

- [6] 王琼, 展晓莹, 张淑香, 等. 长期有机无机肥配施提高黑土磷含量和活化系数[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(6): 1679–1688.
- [7] Gao S, DeLuca T H, Cleveland C C. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654: 463–472.
- [8] 雷海迪, 尹云锋, 刘岩, 等. 杉木凋落物及其生物炭对土壤微生物群落结构的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(3): 790–799.
- [9] Gao S, DeLuca T H. Wood biochar impacts soil phosphorus dynamics and microbial communities in organically-managed croplands[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 126: 144–150.
- [10] Zhou C F, Heal K, Tigabu M, et al. Biochar addition to forest plantation soil enhances phosphorus availability and soil bacterial community diversity[J]. *Forest Ecology and Management*, 2020, 455: 117635.
- [11] Ngatia L W, Hsieh Y P, Nemours D, et al. Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: Biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption[J]. *Chemosphere*, 2017, 180: 201–211.
- [12] Pratiwi E P A, Hillary A K, Fukuda T, et al. The effects of rice husk char on ammonium, nitrate and phosphate retention and leaching in loamy soil[J]. *Geoderma*, 2016, 277: 61–68.
- [13] Chaturika J A S, Kumaragamage D, Zvomuya F, et al. Woodchip biochar with or without synthetic fertilizers affects soil properties and available phosphorus in two alkaline, chernozemic soils[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2016, 96(4): 472–484.
- [14] McDowell R W, Stewart I. The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Otago, New Zealand: Sequential extraction and  $^{31}\text{P}$  NMR[J]. *Geoderma*, 2006, 130(1/2): 176–189.
- [15] Li F Y, Liang X Q, Niyungeko C, et al. Effects of biochar amendments on soil phosphorus transformation in agricultural soils[J]. *Advances in Agronomy*, 2019, 158: 131–172.
- [16] 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.
- [17] Wang J C, Ren C Q, Cheng H T, et al. Conversion of rainforest into agroforestry and monoculture plantation in China: Consequences for soil phosphorus forms and microbial community[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 595: 769–778.
- [18] Xu G, Sun J N, Shao H B, et al. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 62: 54–60.
- [19] Xu G, Zhang Y, Sun J N, et al. Negative interactive effects between biochar and phosphorus fertilization on phosphorus availability and plant yield in saline sodic soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 568: 910–915.
- [20] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006: 54–95.
- [21] Fan Y X, Lin F, Yang L M, 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.
- [22] 张林, 吴彦, 吴宁, 等. 林线附近主要植被类型下土壤非生长季磷素形态[J]. 生态学报, 2010, 30(13): 3457–3464.
- [23] 高天一, 李娜, 彭靖, 等. 连续施用生物炭对棕壤磷素形态及有效性的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(9): 1451–1460.
- [24] 占亚楠, 王智, 孟亚利. 生物炭提高土壤磷素有效性的整合分析[J]. 应用生态学报, 2020, 31(4): 1185–1193.
- [25] Hou E Q, Wen D Z, Kuang Y W, et al. Soil pH predominantly controls the forms of organic phosphorus in topsoils under natural broadleaved forests along a 2500 km latitudinal gradient[J]. *Geoderma*, 2018, 315: 65–74.
- [26] Zhai L M, Cai Ji Z M, Liu J, et al. Short-term effects of maize residue biochar on phosphorus availability in two soils with different phosphorus sorption capacities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(1): 113–122.
- [27] Li S L, Wang S, Fan M C, et al. Interactions between biochar and nitrogen impact soil carbon mineralization and the microbial community[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 196: 104437.
- [28] 李渝, 刘彦伶, 白怡婧, 等. 黄壤稻田土壤微生物生物量碳磷对长期不同施肥的响应[J]. 应用生态学报, 2019, 30(4): 1327–1334.
- [29] Gul S, Whalen J K. Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 103: 1–15.
- [30] 蒋炳伸, 沈健林, 王娟, 等. 秸秆还田稻田土壤生物有效性磷及水稻磷吸收[J]. 水土保持学报, 2020, 34(6): 309–317.
- [31] Yang L, Wu Y C, Wang Y C, et al. Effects of biochar addition on the abundance, speciation, availability, and leaching loss of soil phosphorus[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143657.
- [32] Wang G P, Liu J S, Wang J D, et al. Soil phosphorus forms and their variations in depressional and riparian freshwater wetlands (Sanjiang Plain, Northeast China)[J]. *Geoderma*, 2006, 132(1/2): 59–74.
- [33] 许艳, 张仁陟, 张冰桥, 等. 保护性耕作对黄土高原旱地土壤总磷及组分的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(4): 254–260.
- [34] Hu B, Yang B, Pang X Y, et al. Responses of soil phosphorus fractions to gap size in a reforested spruce forest[J]. *Geoderma*, 2016, 279: 61–69.
- [35] Frizano J, Johnson A H, Vann D R, et al. Soil phosphorus fractionation during forest development on landslide scars



- in the luquillo mountains, Puerto Rico[J]. *Biotropica*, 2002, 34(1): 17–26.
- [36] 武玉. 生物炭对土壤中磷的形态转化以及有效性的影响[D]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2015.
- [37] Maranguit D, Guillaume T, Kuzyakov Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils[J]. *Catena*, 2017, 149: 385–393.
- [38] Louche J, Ali M A, Cloutier-Hurteau B, et al. Efficiency of acid phosphatases secreted from the ectomycorrhizal fungus *Hebeloma cylindrosporum* to hydrolyse organic phosphorus in podzols[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2010, 73(2): 323–335.
- [39] Wu Q H, Zhang S X, Zhu P, et al. Characterizing differences in the phosphorus activation coefficient of three typical cropland soils and the influencing factors under long-term fertilization[J]. *PLoS One*, 2017, 12(5): e0176437.
- [40] Keech O, Carcaillet C, Nilsson M C. Adsorption of allelopathic compounds by wood-derived charcoal: The role of wood porosity[J]. *Plant and Soil*, 2005, 272(1/2): 291–300.
- [41] 王涛, 万晓华, 王磊, 等. 杉木采伐迹地营造阔叶树对不同层次土壤磷组分和有效性的影响[J]. *应用生态学报*, 2020, 31(4): 1088–1096.