

DOI: 10.5846/stxb202101240250

张磊,贾淑娴,李啸灵,陆宇明,林伟盛,郭剑芬.亚热带米楮天然林凋落物和根系输入变化对土壤磷组分的影响.生态学报,2022,42(2):656-666.
Zhang L, Jia S X, Li X L, Lu Y M, Lin W S, Guo J F. Effects of litter and root inputs changes on soil phosphorus fractions in a subtropical natural forest of *Castanopsis carlesii*. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(2): 656-666.

亚热带米楮天然林凋落物和根系输入变化对土壤磷组分的影响

张磊^{1,2}, 贾淑娴^{1,2}, 李啸灵^{1,2}, 陆宇明^{1,2}, 林伟盛^{1,2}, 郭剑芬^{1,2,*}

1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007

2 湿润亚热带生态—地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

摘要:植物残体添加和去除试验(The Detritus Input and Removal Treatments, DIRT)是研究地上凋落物以及植物根系对土壤营养物质循环过程及机制探究的一种试验设计。于 2012 年 6 月选择福建省三明森林生态系统与全球变化研究站的米楮常绿阔叶天然林,设置 5 种处理:对照(CT)、去除凋落物(NL)、去除根系(NR)、去除凋落物与根系(NI)、添加双倍凋落物(DL),在 2018 年 12 月对各处理不同土层(0—10cm、10—20cm)土壤磷组分及其影响因子进行研究,结果表明:(1)在 0—10cm 土层中 DL 处理总磷含量显著大于 NL 处理,NI 处理无机磷含量最低,在 10—20cm 中 DL 处理有机磷含量显著大于其他处理;(2)DL 处理活性磷(Resin-P、NaHCO₃-Pi、NaHCO₃-Po)含量在 0—10cm 土层中显著大于其他处理。在 10—20cm 土层中 NR 处理活性磷以及中等活性磷显著大于 NL 处理。残留态磷(Residual-P)含量最高,但在各处理与土层之间并没有明显差异;(3)酸性磷酸酶在 0—10 cm 土层不同处理间的变化趋势明显,CT 处理活性最高,NI 处理活性最低。NR 与 NL 处理在 10—20cm 土层的差异并不明显。冗余分析表明,土壤磷组分的变化主要受酸性磷酸酶、土壤含水率、可溶性有机氮以及总氮的影响。凋落物的输入对促进土壤磷素增加,改善土壤质量具有重要意义;植物根系则对土壤磷的活化与稳定具有关键作用。

关键词:土壤磷组分;微生物生物量磷;凋落物;根系;碳输入

Effects of litter and root inputs changes on soil phosphorus fractions in a subtropical natural forest of *Castanopsis carlesii*

ZHANG Lei^{1,2}, JIA Shuxian^{1,2}, LI Xiaoling^{1,2}, LU Yuming^{1,2}, LIN Weisheng^{1,2}, GUO Jianfen^{1,2,*}

1 College of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-Geographical Processes, Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

Abstract: The detritus input and removal treatment is an experimental design to study the effects of aboveground litter and plant roots on soil nutrient cycling process and mechanism. In June 2012, we set up five treatments, viz. control (CT), no litter (NL), no roots (NR), no input (NI), and double litter (DL), in a natural evergreen broad-leaved forest of *Castanopsis carlesii* in Sanming, Fujian Province. Soil phosphorus fractions and their influencing factors in different soil layers (0—10 cm and 10—20 cm) of each treatment were studied in December 2018. The results showed that: (1) in the 0—10 cm soil layer, the total phosphorus content in DL treatment was significantly higher than that in NL treatment. The inorganic phosphorus content in NI treatment was the lowest, The organic phosphorus content in DL treatment was significantly higher than other treatments in 10—20 cm soil layer; (2) The contents of easily-available phosphorus fractions

基金项目:福建省科技厅公益类重点项目(2019R1002-4);福建省高等学校新世纪优秀人才支持计划项目(J1-1253);国家自然科学基金青年基金(31800517);福建省教育厅 A 类项目(JT180070)

收稿日期:2021-01-24; 网络出版日期:2021-09-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jfguo@fjnu.edu.cn

(Resin-P, $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$, $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$) in DL treatment were significantly higher than those in other treatments in 0—10 cm soil layer. In 10—20 cm soil layer, the easily-available phosphorus and moderately-available phosphorus in NR treatment were significantly higher than those in NL treatment. The content of residual-P was the highest, but there was no significant difference between the treatment and soil layer; (3) The change trend of acid phosphatase in 0—10 cm soil layer was obvious among different treatments. CT treatment had the highest activity and NI treatment had the lowest activity. The difference between NR and NL treatments was not obvious in 10—20 cm soil layer. Redundancy analysis showed that the changes of soil phosphorus fractions were mainly affected by acid phosphatase, soil moisture content, dissolved organic nitrogen, and total nitrogen. Adding litter could mineralize organic phosphorus by increasing soil microbial biomass and enhancing soil acid phosphatase activity, promote the transformation of soil organic phosphorus to inorganic phosphorus, and improve the availability of soil phosphorus. However, root system could absorb soil active phosphorus and mineralize other phosphorus fractions. It had positive significance to improve the structure of P in soil.

Key Words: soil phosphorus fraction; microbial biomass phosphorus; litter; root system; carbon input

土壤磷素是植物在生长发育过程中必备营养元素,是仅次于氮素的第二大限制植物生长的营养元素^[1]。但是,土壤磷素由于化学性质及形态等因素导致其难以被植物吸收利用。在湿润的中亚热带森林酸性土壤中,土壤高度风化消耗了储存于矿物中大量磷素,且磷素极易被土壤颗粒以及铁铝化合物等固定在土壤中^[2]。因此,磷素被认为是限制中亚热带地区净初级生产力增加的关键营养元素^[3]。

亚热带地区深受全球气候变暖^[4]以及氮沉降^[5]等因素的影响,导致净初级生产力的变化很可能又通过改变凋落物以及植物根系等物质的输入,形成正反馈效应,进而影响整个森林生态系统。其中,地上凋落物和地下植物根系是除岩石风化外土壤磷素的主要来源,二者输入变化也会导致土壤微环境的变化,进而间接影响磷素在生态系统中的循环过程以及有效性。Huang 等人^[6]在欧洲山毛榉林中的凋落物添加与去除实验中发现,凋落物的添加显著影响了表层土壤有效磷的含量,特别是树脂磷含量明显增加。而 Sayer 等人^[7]在巴拿马常绿阔叶林中的凋落物输入变化试验中发现,凋落物对土壤磷素含量几乎没有影响。其中,酸性磷酸酶(Acid phosphatase, ACP)是生态系统磷循环的关键因子,它会促进土壤中有机磷的分解矿化,增加磷素有效性^[8]。王文华等人^[9]发现植物根系可以分泌大量酸性磷酸酶来促进有机磷矿化成无机磷,供植物吸收。Kotroczo 等人^[10]则认为凋落物和植物根系的输入,为土壤微生物繁殖提供了充足的碳源,从而促进酸性磷酸酶等胞外酶的产生,促进磷素的矿化。目前,磷对凋落物和根系输入的响应还存在争议,特别是土壤微生物以及相关酶活性对磷的影响程度仍不清楚。因此,需要进一步探究凋落物与植物根系对土壤磷素的影响程度。

一般将磷素分为有机磷与无机磷,但土壤中磷素形态多种多样,并且不同形态之间可以相互转化。目前土壤磷素分级方法有多种,其中 Hedley 连续浸提法^[11]根据不同磷素的溶解度差异,对土壤磷素进行组分分级。该方法因可以较精确地反映不同磷组分动态变化过程以及可利用性而得到广泛应用^[12]。其中,活性磷被认为是磷组分中最活跃的部分;中等活性磷是磷组分中转换为活性磷的关键组分之一,是植物吸收利用的后备磷源^[2],且容易被铁(Fe)、铝(Al)等物质所吸附^[13];稳定态磷和残留态磷是土壤中较为稳定的磷形态,通常被认为难以被植物吸收利用。由于不同形态磷含量变化明显且化学性质差异大,所以不同磷组分对凋落物和植物根系输入变化的响应程度可能有所不同。

米槠(*Castanopsis carlesii*)天然林广泛分布于我国亚热带地区的山地丘陵地带,是该区域顶级群落。它在维持土壤肥力,涵养水源以及维护地区生态平衡具有关键作用。因此,本研究在亚热带米槠天然林内设置凋落物和根系的添加与去除试验,采用 Hedley 连续浸提法^[11],分析不同土层(0—10 cm、10—20 cm)土壤磷组分以及土壤理化性质、土壤酶活性,探究亚热带地区土壤磷的有效性及其影响因素对凋落物与植物根系输入的响应,可为我国亚热带地区森林磷循环及其影响机制研究提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于福建省三明市格氏栲自然保护区(117°28' E, 26°11' N), 海拔 305—315 m, 坡度 15°—20°。该保护区属中亚热带季风气候, 具冬冷夏热、水热同期、湿润多雨等特点, 在 1956—2006 年间, 年平均气温为 19.5℃。土壤为砂岩发育的山地红壤。本研究区的米槠天然林林龄约 200 年, 人为干扰较少, 2012 年的群落调查表明, 建群种为米槠 (*Castanopsis carlesii*), 林下植被主要为华山姜 (*Alpinia chinensis*)、硃砂根 (*Ardisia crenata*)、香花崖豆藤 (*Millettia dielsiana*)、桂北木姜子 (*Litsea subcoriacea*) 和狗脊 (*Woodwardia japonica*) 等。

1.2 DIRT 样地设置

本研究于 2012 年 6 月, 在米槠天然林分别随机布设 3 块 20 m×20 m 标准样地, 在每块标准样地内随机布设 5 个 1 m×1 m 的试验小区, 设计 5 种处理, 3 个重复, 共设置 15 个试验小区, 包括: 对照 (Control, CT)、去除根系 (No root, NR)、去除地上凋落物 (No litter, NL)、去除凋落物与根系 (No input, NI)、添加双倍地上凋落物 (Double litter, DL)。地下根系的去除处理是在试验小区周围挖 1 m 深壕沟, 并埋入 0.1 mm 孔径的尼龙网, 以隔绝地下根系的输入。凋落物的去除处理是在试验小区上方布设 1 mm 孔径的尼龙网凋落物框, 以隔绝地上凋落物的输入。每两周将 NL 试验小区凋落物框中凋落物均匀铺于 DL 试验小区内以达到去除地上凋落物与双倍地上凋落物。

1.3 土壤样品采集

2018 年 12 月 (干季), 在各处理小区内利用“S”点取样法进行取样, 用直径为 3 cm 的土钻钻取 0—10 cm 与 10—20 cm 土层土样, 5 根土芯置于已除菌的自封袋混合均匀后保存, 迅速带回实验室去除肉眼可见的砾石和动植物残体。新鲜土样分为三部分: 一部分土样用于测定土壤酶活性以及土壤微生物生物量含量, 一部分土样过 2 mm 筛后测定土壤基本理化性质, 另一部分土样室内自然风干后过 0.149 mm 筛, 测定土壤磷组分等指标。

1.4 土壤基本理化性质测定

土壤含水率测定采用烘干法, 在 105℃ 烘干 24 h 后称重; pH 值以土水比 (1:2.5) 为标准, 采用便携式 pH 计 (STARTER 300, OHAUS, 美国) 测定; 全氮 (Total nitrogen, TN) 与全碳 (Total carbon, TC) 用过 0.149 mm 筛子的风干土, 采用土壤碳氮元素分析 (Elemental Analyzer Vario ELIII, 德国) 测定, 单位为 g/kg; 土壤可溶性有机氮 (Dissolved organic nitrogen, DON) 以及土壤可溶性有机碳 (Dissolved organic carbon, DOC) 以水土比 (1:4) 为标准, 振荡离心过 0.45 μm 滤膜, 采用连续流动分析仪 (Skalar San++, 荷兰) 测定 DON 浓度, 单位为 mg/kg, 采用 TOC 分析仪 (TOC-VPH/CPN, Shimadzu, 日本) 测定 DOC 浓度, 单位为 mg/kg; 土壤铵态氮和硝态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$) 测定以水土比 (1:10) 为标准, 振荡离心过 0.45 μm 滤纸, 使用连续流动分析仪 (Skalar San++, 荷兰) 测定, 单位均为 mg/kg。表 1 为试验小区内各处理理化性质。

1.5 土壤微生物生物量碳、磷与酸性磷酸酶活性测定

微生物生物量碳 (MBC) 测定采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提法, 采用 TOC 分析仪 (TOC-VPH/CPN, Shimadzu, 日本) 测定。土壤微生物生物量磷 (MBP) 采用氯仿熏蒸-碳酸氢钠浸提法^[14], 采用连续流动分析仪 (Skalar San++, 荷兰) 测定。计算公式为:

$$\text{MBC} = \Delta E_c / K_c$$

$$\text{MBP} = \Delta E_p / K_p$$

式中, ΔE_c 为熏蒸与未熏蒸土壤有机碳含量差值; K_c 为 MBC 的浸提系数, 为 0.45; ΔE_p 为熏蒸与未熏蒸土壤无机磷含量差值, K_p 为 MBP 的浸提系数为 0.40。

土壤酸性磷酸酶 (Acid phosphatase, ACP) 参照 Saiya-Cork^[15] 的方法培养测定。具体方法如下: 取 1.00 g 鲜土, 用 125 mL 50 mmol/L 的醋酸盐缓冲液 (pH = 5) 提取, 用磁力搅拌器搅拌 5 min 混合均匀。待溶液澄清

后,用移液器取 200 μL 溶液移于 96 孔微孔板。用伞形酮(MUB, Methylumbelliferyl)作为底物标示。将微孔板在黑暗环境放置培养箱内经过 20 $^{\circ}\text{C}$ 恒温培养 4 h,使用多功能酶标仪(Spectra Max M5, Molecular Devices, 美国)测定荧光度。

表 1 凋落物与根系输入变化下土壤基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of soil under the different carbon inputs

土壤深度 Depth/cm	处理 Treatment	SWC/%	pH	$\text{NH}_4^+\text{-N/}$ (mg/kg)	$\text{NO}_3^-\text{-N/}$ (mg/kg)	DOC/ (mg/kg)	DON/ (mg/kg)	TN/ (g/kg)	TC/ (g/kg)	C/N
0—10	CT	0.29 \pm 0.02Aa	4.15 \pm 0.02Bb	12.99 \pm 1.57Ca	2.19 \pm 0.52Aa	34.63 \pm 5.90Aa	1.85 \pm 0.13Ba	1.49 \pm 0.03Ba	23.77 \pm 0.11Ba	16.00 \pm 0.29Ca
	NR	0.26 \pm 0.01Aa	4.25 \pm 0.07Aa	19.00 \pm 1.13Ba	0.73 \pm 0.31Ba	27.05 \pm 5.64Aa	4.35 \pm 1.05Aa	1.44 \pm 0.01Ba	25.72 \pm 1.12Aa	17.92 \pm 0.86Aa
	NL	0.25 \pm 0.02BCa	4.31 \pm 0.02Ab	13.09 \pm 1.15Ca	1.30 \pm 0.36ABa	19.29 \pm 2.51Ba	2.02 \pm 0.88Ba	1.28 \pm 0.06Ca	20.88 \pm 0.07Ca	16.30 \pm 0.80BCa
	NI	0.25 \pm 0.01Ca	4.28 \pm 0.06Aa	13.83 \pm 1.84Ca	0.92 \pm 0.84Ba	18.28 \pm 2.99Ba	2.69 \pm 0.49Ba	1.34 \pm 0.05Ca	23.41 \pm 0.91Ba	17.42 \pm 0.60ABa
	DL	0.26 \pm 0.01Ba	4.24 \pm 0.01Ab	27.85 \pm 0.01Aa	2.12 \pm 0.01Aa	28.70 \pm 0.01Aa	5.50 \pm 0.01Aa	1.77 \pm 0.01Aa	26.9 \pm 0.01Aa	15.17 \pm 0.01Ca
10—20	CT	0.25 \pm 0.01Ab	4.42 \pm 0.01Aa	11.63 \pm 0.01Ba	2.28 \pm 0.01Aa	17.63 \pm 0.01Cb	1.66 \pm 0.01Ba	0.97 \pm 0.01Bb	13.58 \pm 0.01Bb	13.96 \pm 0.01Ab
	NR	0.22 \pm 0.02Bb	4.33 \pm 0.07Aa	11.15 \pm 1.30Bb	0.71 \pm 0.81Ba	23.95 \pm 0.99BCa	1.61 \pm 0.73Bb	0.84 \pm 0.04Ca	12.01 \pm 0.32Ca	14.36 \pm 0.68Ab
	NL	0.23 \pm 0.02ABa	4.39 \pm 0.03Aa	11.49 \pm 1.24Ba	0.81 \pm 0.48Ba	26.29 \pm 7.27Ba	1.48 \pm 0.18Ba	0.94 \pm 0.03BCb	14.08 \pm 0.90Bb	14.89 \pm 0.51Aa
	NI	0.22 \pm 0.01Bb	4.37 \pm 0.02Aa	9.23 \pm 0.57Cb	1.79 \pm 0.3Aa	23.11 \pm 2.31BCa	1.56 \pm 0.81Ba	0.97 \pm 0.12Bb	12.07 \pm 0.02Cb	12.62 \pm 1.55Bb
	DL	0.25 \pm 0.01Ab	4.36 \pm 0.01Aa	15.48 \pm 0.01Ab	1.36 \pm 0.01Aa	39.50 \pm 0.01Ab	3.13 \pm 0.01Ab	1.65 \pm 0.01Ab	15.86 \pm 0.01Ab	9.60 \pm 0.01Cb

SWC: 含水率 Soil water content; $\text{NH}_4^+\text{-N}$: 铵态氮; $\text{NO}_3^-\text{-N}$: 硝态氮; DOC: 可溶性有机碳 Dissolved organic carbon; DON: 可溶性有机氮 Dissolved organic nitrogen; TN: 总氮 Total nitrogen; TC: 总碳 Total carbon; 平均值 \pm 标准差; 不同大写字母表示不同处理间差异显著, 不同小写字母表示不同土层间差异显著 ($P<0.05$)

1.6 土壤磷组分测定

土壤磷组分测定采用 1982 年由 Hedley^[12] 提出, Tiessen^[16] 改进的磷分级方法。称取 0.5 g 过 0.149 mm 筛的风干土于 50 mL 离心管中逐级提取, 按照提取顺序逐级加入阴离子树脂交换膜、0.5 mol/L NaHCO_3 ($\text{pH}=8.5$)、0.1 mol/L NaOH 、1 mol/L HCL 。在加入浸提液之后, 将含有土壤悬浮液的离心管置于恒温震荡仪中, 在 25 $^{\circ}\text{C}$ 下以 250 Hz/min 连续震荡 960 min 之后以 8000 r/min 离心 5 min, 将上清液过 0.45 μm 滤膜过滤后备用。最后将离心管剩余残渣放到凯式消煮管内, 加入浓硫酸以及高氯酸进行高温消解, 定容澄清后, 取上清液待测。把 0.5 mol/L NaHCO_3 、0.1 mol/L NaOH 浸提的磷组分取部分置于高压灭菌锅内消解后, 这部分为该浸提磷组分的总磷。另一部分置于离心管中, 加入浓硫酸, 以 6000 r/min 离心 10 min, 这部分为浸提磷组分的无机磷 (Pi) 部分, 总磷与无机磷的差值, 即为该磷组分的有机磷 (Po)。

根据植物对磷素的吸收与利用的难易程度分为活性磷 (Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$)、中等活性磷 (NaOH-Pi 、 NaOH-Po 、 NaOHu.s-Pi 、 NaOHu.s-Po)、稳定态磷 (HCl-Pi)、残留态磷 (Residual-P)。根据磷素的生物有效性则分为有机磷 ($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 和 NaOHs-Po)、无机磷 (Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 NaOH-Pi 、 NaOHs-Pi 、 HCl-Pi 与 Residual-P)。上述浸提液使用连续流动分析仪 (Skalar San++, 荷兰) 测定磷酸根含量, 总磷为磷组分之和。

1.7 数据处理

数据经过 Excel 2010 软件处理, 用 SPSS 24.0 软件进行统计分析。采用单因素 (one-way ANOVA) 分析、邓肯检验法 (Duncan) 检验不同处理之间各指标的差异显著性 ($P=0.05$)。采用双因素 (two-way ANOVA) 方差分析判断土层与处理是否存在交互效应。采用独立样本 T 检验对不同土层之间的各指标进行显著性检验, 显著性水平设定为 $P=0.05$ 。采用 Canoco5.0 软件, 将不同土层土壤总磷以及磷组分作为响应变量, 土壤基本理化性质、ACP、MBC 和 MBP 作为环境因子进行冗余分析图形绘制 (RDA)。其余图形由 Origin 2018 软件完成。

2 结果与分析

2.1 凋落物和根系输入变化对土壤磷组分的影响

由图 1 可知, 土壤总磷含量在 0—10 cm 土层中变化明显, CT 总磷含量最高为 188.93 mg/kg, DL 处理总

磷含量则仅次于 CT 处理, NR 与 NL 处理总磷含量差异不显著, NI 处理则含量最低 (157.07 mg/kg)。在 10—20 cm 土层中, 各处理间没有显著差异 ($P>0.05$)。在 0—10 cm 土层中, CT 处理总有机磷 (图 1) 含量显著大于其他处理 ($P<0.05$), 其余处理间没有显著差异。在 10—20 cm 土层中有机磷呈现与 0—10 cm 中不同的变化趋势, DL 处理有机磷含量显著大于其他处理, 其余处理之间没有显著差异。不同土层之间土壤总无机磷含量差异不显著 ($P>0.05$)。在 0—10 cm 土壤中, NI 处理无机磷含量最低且显著低于其他处理 ($P<0.05$); 而在 10—20 cm 土层中, DL 处理无机磷的含量最低, 仅有 107.13 mg/kg。

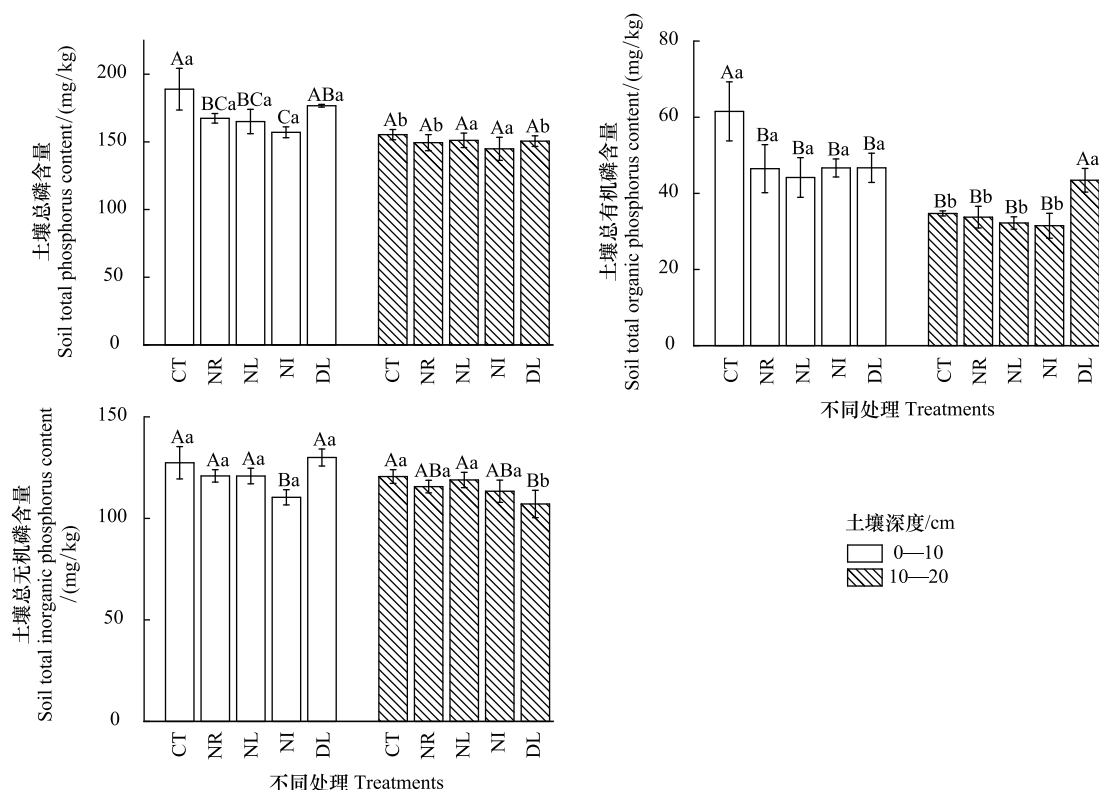


图 1 凋落物与根系输入变化土壤总磷 (TP)、总无机磷 (TPi)、总有机磷 (TPo) 含量

Fig.1 Soil total phosphorus (TP), total inorganic phosphorus (TPi) and total organic phosphorus (TPo) contents in the Detritus Input and Removal Treatments (DIRT)

CT: 对照; NR: 去除凋落物; NL: 去除根系; NI: 去除凋落物与根系; DL: 添加双倍凋落物

在 0—10 cm 土层, CT 与 DL 处理的 Resin-P 含量显著大于其他处理; NI 处理的 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 NaOH-Pi 和 HCl-Pi (图 2) 含量均显著低于其他处理; 在 NL 处理中 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量为 4.95 mg/kg, 明显低于其他处理; NaOH-Po 在 CT 处理中显著高于其他处理, 含量为 45.71 mg/kg; NL 处理 NaOHu.s-Po 含量显著高于其他处理, 且其余处理间无显著差异 ($P>0.05$)。在 10—20 cm 土层, Resin-P 含量在各处理间无明显变化; $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 在 CT 处理中含量显著大于 NR、NL、NI 处理; $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 在 DL 处理中含量显著大于其他处理 ($P<0.05$); NaOH-Pi 含量在 CT 处理中最高, 而在 NR 与 DL 处理中最低; NaOH-Po 含量在 NI 处理中最低; NaOHu.s-Po 各处理间没有明显差异; HCl-Pi 含量在 NR 处理中最高。而在不同土层之间仅 Resin-P 差异显著, 其余磷组分没有明显变化 (图 2), 这可能是与 Resin-P 具有较强的流动性有关。

根据各磷组分不同活性分为活性磷、中等活性磷、稳定态磷以及残留态磷。由表 2 可知在两土层中, 残留态磷含量及占比最高, 中等活性磷次之, 而活性磷与稳定态磷含量及占比最低。除 NL 处理外, 各处理活性磷在不同土层间有显著差异; 而各处理残留态磷在不同土层之间均没有显著差异。在 0—10 cm 土层中, 活性磷的含量在各处理间差异显著 ($P<0.05$), 呈现 $\text{DL}>\text{CT}>\text{NR}>\text{NI}>\text{NL}$ 的变化趋势; 中等活性磷在 NL 与 NI 处理中含量最低, DL 含量最高; 稳定态磷在 NI 处理显著低于其他处理。在 10—20 cm 土层中, 活性磷含量在 DL 处

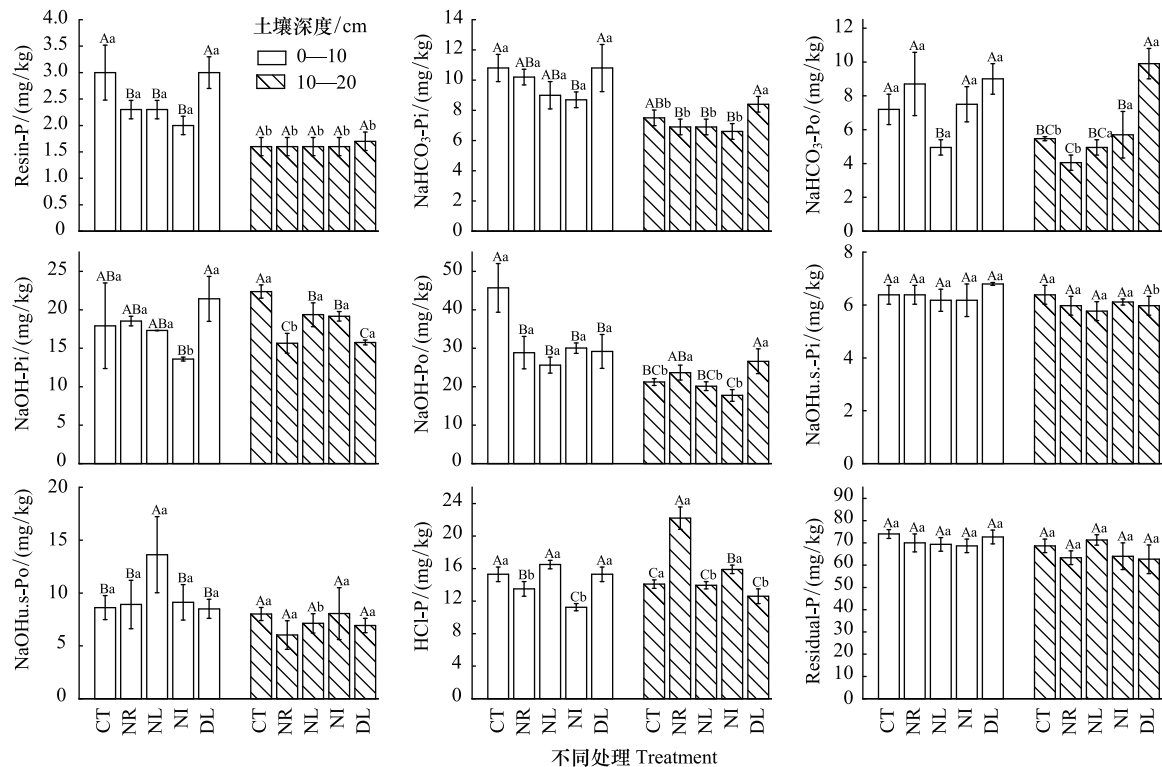


图2 凋落物与根系输入变化土壤磷组分含量

Fig.2 The contents of soil phosphorus fractions in the Detritus Input and Removal Treatments (DIRT)

理显著大于其余处理,其余处理间差异不显著($P>0.05$);中等活性磷含量在CT处理显著高于NI处理;NR处理稳定态磷则显著高于其他处理($P<0.05$)。

表2 凋落物与根系输入变化下土壤磷组分含量以及所占比例

Table 2 The content and proportion of phosphorus in soil under the changes of litter and root inputs

土层 Soil layer/cm	磷组分 P fraction	含量 Content/(mg/kg)				
		CT	NR	NL	NI	DL
0—10	活性磷	23.25±0.26ABa	22.10±1.05Ba	15.88±0.28Da	18.20±1.05Ca	23.70±1.08Aa
	中等活性磷	64.35±4.74ABa	64.05±4.18ABCa	58.20±1.37Ca	59.62±1.71BCa	67.05±1.96Aa
	稳定态磷	15.30±0.09Aa	13.50±0.90Ba	16.50±0.52Aa	11.25±0.45Ca	15.30±0.90Aa
	残留态磷	74.00±2.00Aa	70.00±4.00Aa	69.33±3.06Aa	68.67±3.06Aa	72.67±3.06Aa
10—20	活性磷	13.00±1.91Bb	11.50±1.65Bb	14.20±1.48Ba	13.90±1.21Bb	18.20±3.35Aa
	中等活性磷	58.50±0.90Aa	51.3±2.51ABb	54.9±5.90Aba	49.80±2.26Bb	52.05±5.87ABb
	稳定态磷	14.10±0.52Ca	22.20±1.37Ab	13.95±0.45Cb	15.9±0.52Bb	12.60±0.90Cb
	残留态磷	68.67±3.06Aa	63.33±3.06Aa	71.33±2.31Aa	64.00±6.00Aa	62.67±6.43Aa
土层 Soil layer/cm	磷组分 P fraction	占总磷比 Percentage of TP/%				
		CT	NR	NL	NI	DL
0—10	活性磷	13.33±0.15	12.67±0.60	9.11±0.16	10.44±0.60	13.59±0.62
	中等活性磷	36.90±2.72	36.73±2.4	33.37±0.79	34.18±0.98	38.45±1.12
	稳定态磷	8.77±0.52	7.74±0.52	9.46±0.30	6.45±0.26	8.77±0.52
	残留态磷	42.43±1.15	40.14±2.29	39.76±1.75	39.37±1.75	41.67±1.75
10—20	活性磷	7.45±1.09	6.59±0.95	8.14±0.85	7.97±0.70	10.44±1.92
	中等活性磷	33.54±0.52	29.42±1.44	31.48±3.38	28.56±1.3	29.85±3.37
	稳定态磷	8.08±0.30	12.73±0.79	8.00±0.26	9.12±0.30	7.22±0.52
	残留态磷	39.37±1.75	36.31±1.75	40.9±1.32	36.7±3.44	35.93±3.69

CT: 对照;NL: 去除凋落物;NR: 去除根系;NI: 去除凋落物与根系;DL: 添加双倍凋落物

2.2 凋落物和根系输入变化对土壤微生物生物量碳磷以及酸性磷酸酶的影响

从图 3 看出, MBC 含量在不同土层之间差异显著 ($P < 0.05$)。两土层 MBC 含量变化趋势基本相同。DL 处理由于双倍凋落物的添加, MBC 含量最高, NR 处理 MBC 含量显著高于 NL 处理 ($P < 0.05$)。NI 处理由于没有凋落物和植物根系输入, MBC 含量最低。MBP 含量在不同土层之间差异显著 ($P < 0.05$, 图 3)。在 0—10 cm 土层, DL 处理 MBP 含量显著高于其他处理, 达到 36.39 mg/kg, 而 NI 和 NL 处理差异则不明显。在 10—20 cm 土层, MBP 含量变化趋势与 0—10 cm 土层相似, 与 0—10 cm 土层不同的是 NR 与 NL 处理微 MBP 差异显著 ($P < 0.05$); NI 处理含量最低, 仅为 4.91 mg/kg。MBC/MBP 在 0—10 cm 土层明显大于 10—20 cm 土层 (图 3)。在 0—10 cm 土层中, CT 与 DL 处理 MBC/MBP 显著低于其他处理 ($P < 0.05$), 而去除凋落物或根系输入情况下 (NR、NL、NI) MBC/MBP 值差异不显著 ($P > 0.05$)。在 10—20 cm 土层, NI 处理 MBC/MBP 显著高于其他处理, 而 CT 与 NR 处理显著低于其他处理, NL 与 DL 处理间差异不显著 ($P > 0.05$)。

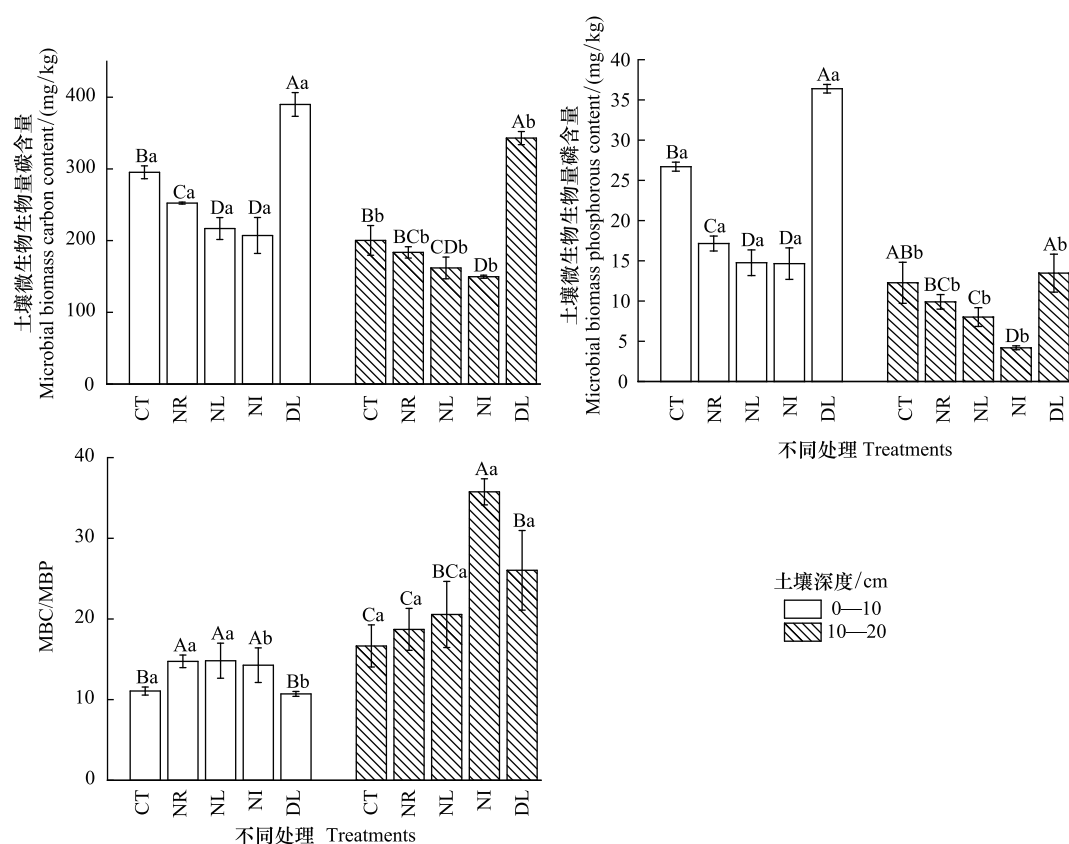


图 3 凋落物与根系输入变化下土壤微生物碳磷含量及比值

Fig.3 Soil microbial biomass carbon and phosphorus contents and their ratio in the Detritus Input and Removal Treatments (DIRT)

MBC: 微生物生物量碳 Microbial biomass carbon; MBP: 微生物生物量磷 Microbial biomass phosphorus

不同土层间 ACP 活性差异显著, 0—10 cm 土层 ACP 活性显著大于 10—20 cm 土层 ($P < 0.05$)。同时, 同一土层中不同处理 ACP 活性差异显著 ($P < 0.05$), 在 0—10 cm 土层中 ACP 活性变化趋势为 CT > DL > NR > NL > NI。而在 10—20 cm 土层中, NR 与 NL 处理 ACP 活性没有显著差异, NI 处理 (24.25 $\mu\text{molg/h}$) 活性最低, DL 处理活性显著高于 NL 处理 (图 4)。

2.3 凋落物和根系输入变化下土壤磷组分变化的影响因素

把 0—10 cm 与 10—20 cm 土层土壤磷组分分别作为响应因子, 土壤的基本理化性质、ACP、MBC 和 MBN 作为环境因子, 并且选择了贡献值前四的环境因子进行冗余分析 (RDA)。结果显示所有处理在两土层间均有较好的聚类表现 (图 5)。在 0—10 cm 土层中 (图 5), ACP 对磷组分的解释度最高为 24.70% ($P = 0.008$), 其

次为 DON, 解释度为 20.0% ($P=0.02$), 其中第一标准轴 (RDA1) 和第二标准轴 (RDA2) 分别解释土壤磷组分变量的 29.71% 和 17.97%。在 10—20 cm 土层中 (图 5), TN 对磷组分的解释度最高为 47.0% ($P=0.002$), 其次为 SWC, 解释度为 9.8% ($P=0.048$), 其中第一标准轴 (RDA1) 和第二标准轴 (RDA2) 分别解释土壤磷组分变量的 49.68% 和 11.8%。

3 讨论

3.1 凋落物和根系输入变化对土壤磷组分影响

土壤磷素是表征土壤肥力以及土壤质量的重要营养限制因子之一, 土壤微生物生物量的多少以及比值变化是评定土壤肥力与生产力的重要依据之一^[16]。本研究发现, 土壤总磷含量在 0—10 cm 土层中, DL 处理与 NL 处理差异不显著 ($P>0.05$)。这与刘旭军等人^[17]在华北落叶松人工林的研究结果不同。这是因为亚热带地区土壤磷素的主要来源是岩石母质的风化, 且该地区土壤高度风化, 使其成为磷限制区域^[3], 导致植物体内所含总磷相对较低。同时, 叶片是凋落物的主要成分, 有研究证明米槠叶片总磷含量显著低于其他亚热带典型植物叶片^[18], 因此凋落物输入数量的变化并不会对土壤总磷含量有明显影响。另外, 在该土层中 NI 处理总磷含量显著低于其他处理, 且 MBC/MBP 比值显著大于其他处理。MBC/MBP 大小可以反映微生物对土壤磷素的释放与固化能力以及陆地生态系统中的磷等养分限制状况^[19]。这是因为土壤微生物是以异养型为主, 微生物必须利用碳维持自身生命活动与能量充足。当碳源不足时, 将产生不含磷的碳水化合物, 并将其贮存于自身体内形成 MBC, 而磷作为不必要营养元素并不会被微生物大量吸收, 致使 MBC 含量远大于 MBP 含量以及磷等元素含量降低。Elser^[20]也认为微生物会在碳源供应不足时, 通过改变自身的物质以及群落结构来应对环境变化。同时, 我们发现在 0—10 cm 土层, CT 处理有机磷含量显著高于 DL 处理, 而在 10—20 cm 土层中 CT 处理有机磷含量又显著低于 DL 处理。另外, DL 处理在 0—10 cm 的无机磷也显著低于其他处理。这主要因为凋落物中含有大量低分子有机酸等有机物^[21], 这类物质在凋落物分解与淋溶过程中被大量释放, 通过各种化学机制促进土壤快速活化部分有机磷转化为无机磷^[22], 被活化的部分无机磷易被淋溶到土壤深层, 部分土壤表层磷素释放后被根系吸收。

土壤磷分级对进一步了解森林生态系统磷循环过程具有重要意义。其在 0—20 cm 土层中 DL 处理活性磷含量显著大于 NI 处理, 说明凋落物和根系输入变化对土壤活性磷的影响较大, 这与 Soltangheis 等人^[23]在农田中覆盖植物残体的研究结果相一致。另外, MBC 与 MBP 在 DL 处理中显著大于其他处理, 同时 NI 处理含量最低, 这与本研究活性磷的变化趋势相一致。一方面因为土壤中凋落物以及根系输入会导致大量相关碳的输入, 增加了微生物活动的能量来源, 导致微生物的数量以及活性增加^[24], 同时, 在碳充足供应时, 土壤微生物会调整自身营养策略, 利用更多能量来获取限制性元素, 拓宽自身营养元素吸收范围, 维持自身化学计量比平衡^[25]。另一方面凋落物中主要以活性磷为主, 凋落物的增加促进了大量活性磷归还到土壤中^[26]。在 0—10 cm 土层中, NL 处理活性磷含量显著小于 NR 处理。根系作为植物汲取养分的主要器官之一, 在磷限制地区^[3], 可以调节自身根的形态以及生理变化, 如细根增多以及延长等, 同时也分泌部分有机酸, 增强其他磷组分的活化与矿化, 促进植物体对磷素的吸收, 而 NR 处理对土壤根系的去除, 使得活性磷只被土壤微生物所吸收固定。

在 0—10 cm 土层中, DL 处理中等活性磷含量显著大于 NL 与 NI 处理。有研究证明, 中等活性磷一般是吸附于土壤铁铝化合物上, 且与土壤中腐殖酸关系密切^[27]。凋落物中大量不稳定碳输入到土壤中, 使得热带

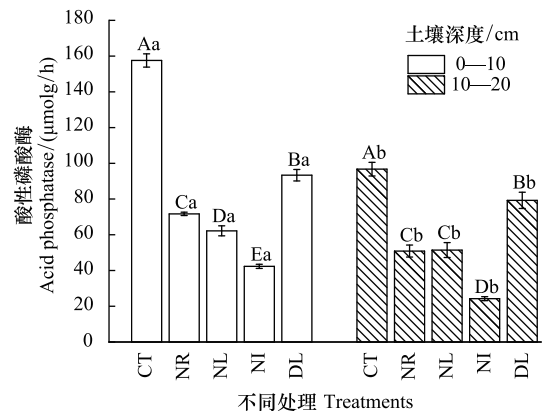


图4 凋落物与根系输入变化下土壤酸性磷酸酶活性
Fig.4 Soil acid phosphatase activity in the Detritus Input and Removal Treatments (DIRT)

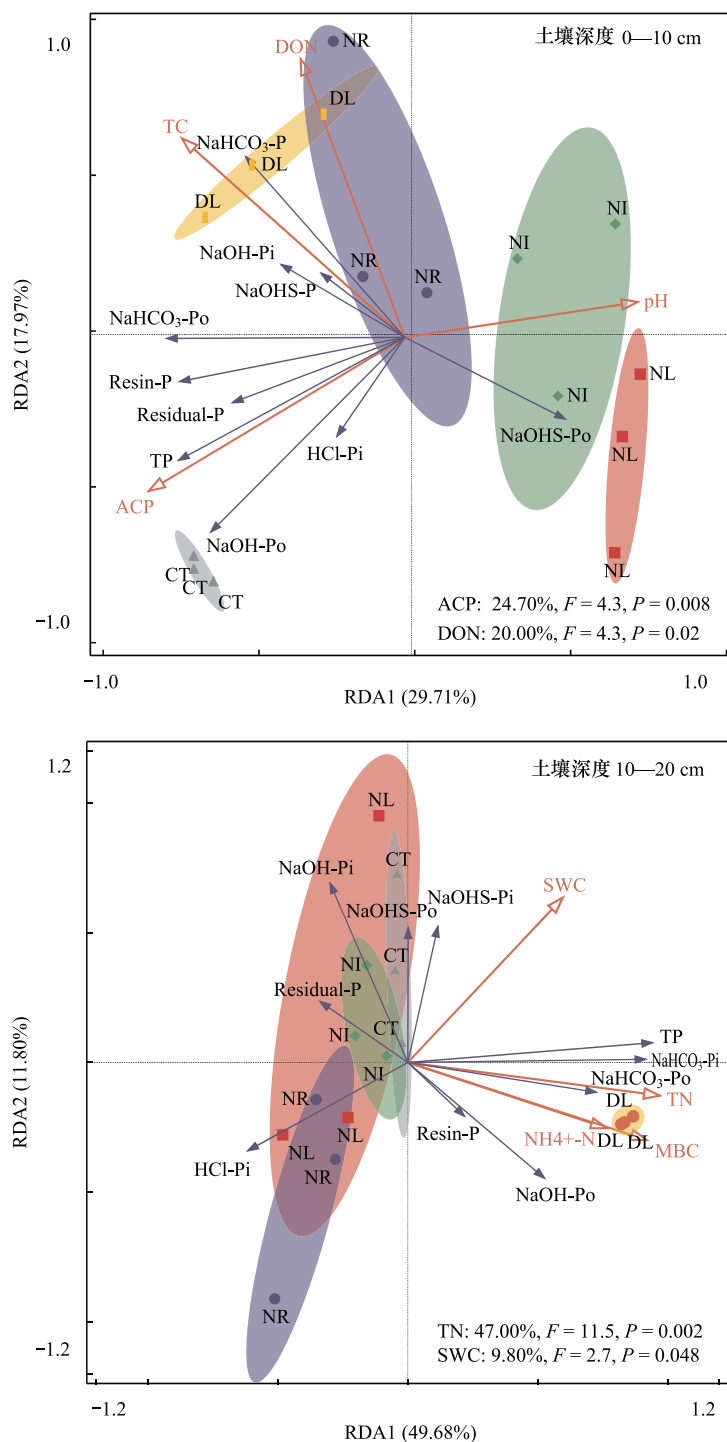


图 5 凋落物与根系输入变化下土壤磷组分冗余分析

Fig.5 Redundancy analysis (RDA) of soil phosphorus fractions in the Detritus Input and Removal Treatment (DIRT)

SWC: 含水率 Soil water content; DON: 可溶性有机氮 Dissolved organic nitrogen; TN: 总氮 Total nitrogen; ACP: 酸性磷酸酶 Acid phosphatase; MBC: 微生物生物量碳 Microbial biomass carbon

亚热带森林土壤中有效氧气的周期性消耗,从而形成阶段性厌氧环境^[28]。而厌氧环境是细菌还原 Fe^{3+} 的适宜场所。部分氢氧化铁($\text{Fe}(\text{OH})_3$)被还原成氢氧化亚铁($\text{Fe}(\text{OH})_2$),而 $\text{Fe}(\text{OH})_2$ 具有更大的表面积,导致对磷的吸附能力与容量增强,特别是由 NaOH 提取态的磷极容易被 Fe、Al 等物质所吸附^[29]。腐殖酸类物质会

增加 Fe^{3+} 的还原速度与数量,促进 $\text{Fe}(\text{OH})_2$ 的生成,加强对中等活性磷的吸附^[21]。

本研究中,0—10cm 土层稳定态磷在 NI 处理显著低于 NL 处理,这可能是凋落物的输入导致土壤肥力以及养分状况发生改变,进而作用于土壤微生物群落,促进解磷菌对土壤有机磷的矿化。残留态磷组分所占比例最大,且不同土层与不同处理间含量差异不显著,说明凋落物和植物根系输入变化对不同土层残留态磷没有明显影响。

3.2 凋落物和根系输入变化对土壤磷组分影响因素分析

冗余分析表明,不同土层磷组分的驱动因子有所区别,在 0—10 cm 土层中磷组分的驱动因子为 ACP 与 DON,在 0—20cm 土层中驱动因子为 TN 与 SWC。总体而言,本研究土壤磷组分的变化主要受 ACP、SWC、土壤氮素影响。

一般认为,ACP 被植物或微生物分泌到土壤中,其就会将磷酸二酯键合的磷水解为可被植物根吸收的磷酸根离子,而该部分磷占土壤有机磷的 20%—80%^[30]。SWC 是土壤的基本理化性质之一,对土壤营养元素流动以及凋落物的分解速率具有直接影响。在本研究中,SWC 与土壤磷组分成正相关关系。一方面,在亚热带地区干季,水分是土壤微生物活性的重要保证之一,适宜的水分会促进微生物活性的增加,进而促进磷的释放。另一方面,水分的聚集会导致土壤厌氧环境的形成,促进 Fe、Al 元素对土壤磷素的吸附^[27]。而土壤氮素作为土壤有机质的重要组成部分对磷组分的变化具有积极意义。在本研究中,TN、DON 都与总磷、活性磷成正相关关系。曾晓敏^[31]在亚热带典型植被的磷素的影响因素研究中也发现,在冬季氮素是磷组分含量变化的主要驱动因素之一。主要是因为氮素是微生物的主要构成元素之一,另外充足的氮素也会增强微生物的活性,促进微生物分泌 ACP,而 ACP 又会对土壤磷素进行水解,促进活性磷的生成。另外,亚热带地区是氮沉降影响最严重的地区之一^[32],土壤中过剩的氮素以及有机质的结合使得土壤 C/N 比下降,加快了有机质的分解以及养分的释放^[33],促进了土壤磷组分含量的增加。Houlton^[34]的 Meta 分析也表明随着氮有效性的增加,微生物将会生产更多可以获取磷的酶。因此,土壤氮素对磷组分的影响可能是通过微生物构成以及土壤化学计量比来实现,但具体影响过程还需进一步的研究。

4 结论

凋落物和根系输入变化显著影响了米槠天然林土壤总磷以及磷组分含量。与去除凋落物对比发现,添加双倍凋落物后表层土壤中微生物生物量碳增加了 79.8%、微生物生物量磷增加了 112.2%、酸性磷酸酶活性增加了 50.1%,同时土壤表层活性磷提高了 49.2%、中等活性磷提高了 15.2%,说明凋落物输入通过增加土壤微生物生物量和增强土壤酸性磷酸酶活性来矿化有机磷,有利于改善土壤肥力状况,提高森林净初级生产力。和去除凋落物和根系处理相比,仅含有根系的处理中表层土壤活性磷降低了 12.8%,却增加了 31.8%的稳定态磷。虽然根系会矿化活性磷,但也吸收了大量的磷素维持自身的生长。此外,酸性磷酸酶、土壤水分以及土壤氮素是驱动该地区土壤磷组分变化的关键因子。由此可见,凋落物的添加在一定程度上缓解了该地区磷限制状况,同时促进了土壤磷素结构的改善;植物根系对保持磷素稳定性具有一定的作用,但作为植物的营养器官也吸收了大量磷素,其对土壤总磷增加的直接作用远低于凋落物。

参考文献 (References):

- [1] Vitousek P M, Porder S, Houlton B Z, Chadwick, Oliver A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 5-15.
- [2] Zhang H Z, Shi L L, Wen D, Yu K L. Soil potential labile but not occluded phosphorus forms increase with forest succession. *Biology and Fertility of Soils*, 2016, 52(1): 41-51.
- [3] Fan Y X, Lin F, Yang L M, Zhong X J, Wang M H, Zhou J C, Chen Y M, Yang Y S. Decreased soil organic P fraction associated with ectomycorrhizal fungal activity to meet increased P demand under N application in a subtropical forest ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 2017, 54(1): 149-161.
- [4] Xiong D C, Yang Z J, Chen G S, Liu X F, Lin W S, Huang J X, Bowles F P, Lin C F, Xie J S, Li Y Q, Yang Y S. Interactive effects of

- warming and nitrogen addition on fine root dynamics of a young subtropical plantation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 123: 180-189.
- [5] Fan Y X, Zhong X J, Lin F, Liu C C, Yang L M, Wang M H, Chen G S, Chen Y M, Yang Y S. N addition increased microbial residual carbon by altering soil P availability and microbial composition in a subtropical *Castanopsis* forest. *Geoderma*, 2020, 375: 246-255.
- [6] Huang W J, Spohn M. Effects of long-term litter manipulation on soil carbon, nitrogen, and phosphorus in a temperate deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 83: 12-18.
- [7] Sayer E J, Tanner E V J. Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 2010, 98(5): 1052-1062.
- [8] 姜一, 步凡, 张超, 陈立新. 土壤有机磷矿化研究进展. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2014, 38(3): 160-166.
- [9] 王文华, 周鑫斌, 周永祥, 常红. 不同磷效率油菜根际土壤磷活化机理研究. *植物营养与肥料学报*, 2011, 17(6): 1379-1387.
- [10] Kotrocó Z, Veres Z, Fekete I, Krakomperger Z, Tóth J A, Lajtha K, Tóthmérész B. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 70: 237-243.
- [11] 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. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 46(5): 970-976.
- [12] 贾淑娟, 吴传敬, 刘小飞, 郭剑芬. 采伐剩余物的处理方式对杉木幼林土壤磷组分及其有效性的影响. *应用生态学报*, 2019, 30(11): 3662-3670.
- [13] Maranguit D, Guillaume T, Kuzyakov Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. *Catena*, 2017, 149: 385-393.
- [14] Millar R B, Anderson M J. Remedies for pseudoreplication. *Fisheries Research*, 2004, 70(2-3): 397-407.
- [15] Brookes P C, Powlson D S, Jenkinson D S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, 14(4): 319-329.
- [16] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34(9): 1309-1315.
- [17] Tiessen H, Moir J. Characterization of Available P by Sequential Extraction. *Soil sampling and methods of analysis*, 1993, 7: 225-229.
- [18] 刘旭军, 程小琴, 田慧霞, 刘莉, 韩海荣. 间伐和凋落物处理对华北落叶松人工林土壤磷形态的影响. *生态学报*, 2019, 39(20): 7686-7696.
- [19] 陈思路, 蔡劲松, 林成芳, 宋豪威, 杨玉盛. 亚热带不同树种凋落叶分解对氮添加的响应. *植物生态学报*, 2020, 44(3): 214-227.
- [20] Griffiths B S, Spillies A, Bonkowski M. C:N:P stoichiometry and nutrient limitation of the soil microbial biomass in a grazed grassland site under experimental P limitation or excess. *Ecological Processes*, 2012, 1(1): 31-44.
- [21] Elser J J, Sterner R W, Gorokhova E, Fagan W F, Markow T A, Cotner J B, Harrison J F, Hobbie S E, Odell G M, Weider L W. Biological stoichiometry from genes to ecosystems. *Ecology Letters*, 2008, 3(6): 540-550.
- [22] 胡红青, 李妍, 贺纪正. 土壤有机酸与磷素相互作用的研究. *土壤通报*, 2004, 35(2): 222-229.
- [23] 刘丽, 梁成华, 王琦, 杜立宇, 吴玉梅, 韩巍. 低分子量有机酸对土壤磷活化影响的研究. *植物营养与肥料学报*, 2009, 15(3): 593-600.
- [24] Soltangheisi A, Rodrigues M, Coelho M J A, Gasperini A M, Sartor L R, Pavinato P S. Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. *Soil and Tillage Research*, 2018, 179(1): 20-28.
- [25] 陈智, 于贵瑞. 土壤微生物碳素利用效率研究进展. *生态学报*, 2020, 40(3): 756-767.
- [26] 王晶苑, 张心昱, 温学发, 王绍强, 王辉民. 氮沉降对森林土壤有机质和凋落物分解的影响及其微生物学机制. *生态学报*, 2013, 33(5): 1337-1346.
- [27] 肖华翠, 李靖雯, 夏允, 杨柳明, 林燕语, 范跃新. 中亚热带不同母质发育森林土壤磷组分特征及其影响因素. *应用生态学报*, 2021, 32(1): 16-22.
- [28] Maranguit D, Guillaume T, Kuzyakov Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. *Catena*, 2017, 149: 385-393.
- [29] Pett-Ridge J, Firestone M K. Redox fluctuation structures microbial communities in a wet tropical soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71(11): 6998-7007.
- [30] Chacon N, Silver W L, Dubinsky E A, Cusack D F. Iron Reduction and Soil Phosphorus Solubilization in Humid Tropical Forests Soils: The Roles of Labile Carbon Pools and an Electron Shuttle Compound. *Biogeochemistry*, 2006, 78(1): 67-84.
- [31] Zhang X, Yang Y, Zhang C, Niu S, Yang H, Yu G, Wang H, Blagodatskaya E, Kuzyakov Y, Tian D, Tang Y, Liu S, Sun X, Luo Y. Contrasting responses of phosphatase kinetic parameters to nitrogen and phosphorus additions in forest soils. *Functional Ecology*, 2017, 32(1): 106-116.
- [32] 曾晓敏. 亚热带典型森林植被类型下土壤磷素特征及其影响因素[D]. 福州: 福建师范大学, 2019.
- [33] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z, 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): 889-92.
- [34] Throop H L, Holland E A, Parton W J, Ojima D S, Keough C A. Effects of nitrogen deposition and insect herbivory on patterns of ecosystem-level carbon and nitrogen dynamics: results from the CENTURY model. *Global Change Biology*, 2004, 10(7): 1092-1105.
- [35] Houlton B Z, Wang Y P, Vitousek P M, Field C B. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. *Nature*, 2008, 454(7202): 327-30.