

中亚热带不同植被恢复阶段林地土壤磷库特征

王留芳¹, 陈婵¹, 朱小叶¹, 陈金磊¹, 方晰^{1,2}

(1. 中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 410004;

2. 湖南会同杉木林生态系统国家野外科学观测研究站, 湖南 会同 438107)

摘要: 以湘中丘陵区榿木—南烛—杜鹃灌草丛(LVR)、榿木—杉木—白栎灌木林(LCQ)、马尾松—柯(又名石栎)—榿木针阔混交林(PLL)、柯—红淡比—青冈常绿阔叶林(LAG)4种林地对象, 采用 Tiessen 和 Moir 修正后的 Hedley 磷(P)分级方法, 研究不同植被恢复阶段林地土壤 P 各分级组分含量及其组成比例。结果表明: 随着植被恢复, 同一土层全磷(TP)、总无机磷(Pi)、总有机磷(Po)含量增加, NaHCO₃-Pi、NaOH-Pi、HCl-Pi 和 NaHCO₃-Po、NaOH-Po 属于快速积累型, Residual-P 属于缓慢积累型, Resin-Pi 属于稳定型; 不同植被恢复阶段林地土壤 Pi 以 NaOH-Pi 为主, Po 以 NaOH-Po 为主, 土壤 P 以 Residual-P 和 Po 为主; 随着植被恢复, 同一土层 Po 含量占 TP 的百分比增加, Pi 先增加后减少, 而 Residual-P 逐渐下降; 不同林地土壤 TP 及 P 各分级组分含量均随着土壤深度增加而降低; 随着植被恢复, 群落植物多样性、群落生物量和凋落物层养分含量及质量的变化显著影响着土壤 P 各分级组分的含量及其组成比例。

关键词: 湘中丘陵区; 植被恢复; Hedley 磷分级; 土壤磷组成比例; 无机磷; 有机磷

中图分类号: S714.8

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2019)01-0178-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.01.029

Characteristics of Soil Phosphorus Pool at Different Vegetation Restoration Stages in the Mid-subtropical Region of China

WANG Liufang¹, CHEN Chan¹, ZHU Xiaoye¹, CHEN Jinlei¹, FANG Xi^{1,2}

(1. School of Life Science and Technology, Central South University of Forestry and

Technology, Changsha 410004; 2. Huitong National Field Station for Scientific Observation and

Research of Chinese Fir Plantation Ecosystem in Hunan Province, Huitong, Hunan 438107)

Abstract: Four different vegetation communities, which represented the primary forest successional sequence in the central hilly area of Hunan Province, China, were chosen in this study. They were: *Loropetalum chinense*—*Vaccinium bracteatum*—*Rhododendron mariesii* scrub—grass—land (LVR), *L. chinense*—*Cunninghamia lanceolata*—*Quercus fabri* shrubbery (LCQ), *Pinus massoniana*—*Lithocarpus glaber*—*L. chinense* coniferous—broad leaved mixed forest (PLL) and *L. glaber*—*Cleyera japonica*—*Cyclobalanopsis glauca* evergreen broad—leaved forest (LAG). The modified phosphorus fractionation method of Tiessen and Moir, which was put forward originally by Hedley, was used to study the differences in the concentrations and composition ratios of phosphorus components at different vegetation restoration stages. The result showed that with the restoration of vegetation, the concentrations of total phosphorus (TP), total inorganic phosphorus (Pi) and total organic phosphorus (Po) increased in the same soil layer. The concentrations of NaHCO₃-Pi, NaOH-Pi, HCl-Pi and NaHCO₃-Po and NaOH-Po belonged to rapid accumulation type, and Residual-P belonged to slow accumulation type, while Resin-Pi stable type. The NaOH-Pi and NaOH-Po were the major components of the Pi and Po in different forest stands, respectively. The phosphorus pool was mainly composed of Residual-P and Po. With the vegetation restoration, the percentages of Po to TP increased gradually in the same soil layer, Pi increased first and then decreased, while Residual-P decreased gradually. The concentrations of TP and each P component decreased in the same forest stand with

收稿日期: 2018-07-27

资助项目: 国家林业公益性行业科研专项(201504411); 国家林业局林业软科学研究项目(2014-R11)

第一作者: 王留芳(1992—), 女, 湖南株洲人, 硕士研究生, 主要从事恢复生态学研究。E-mail: 478498084@qq.com

通信作者: 方晰(1968—), 女, 博士, 教授, 主要从事森林生态学和恢复生态学研究。E-mail: fangxizhang@sina.com

the increase of soil depth. With the restoration of vegetation, the changes of the diversity of community plant, community biomass, nutrients contents and quality of the litter layer significantly affected the contents of each P component in soil, and subsequently affected the composition ratios of soil phosphorus pool.

Keywords: central hilly area of Hunan Province; vegetation restoration; phosphorus fractionation of Hedley; composition ratio of soil phosphorus; inorganic P; organic P

磷(P)是植物生长发育不可缺少的重要营养元素,是生态系统初级生产力的重要影响因子,植物所需的P主要来自于土壤P库。由于中国亚热带地区土壤富含Fe、Al的氧化物,可溶性P多与Fe、Al结合,转化为难溶性磷酸铁(Fe-P)、磷酸铝(Al-P)等形态而被固定,土壤有效P含量极低^[1],成为一级缺P区^[2],因而土壤“缺P”对该地区森林生态系统生产力和重要生态过程的限制性更为明显^[3],成为了该地区森林经营管理和植被恢复面临的首要问题^[4]。但施用P肥不仅不是解决土壤“缺P”的最佳途径,而且还有可能引发水体富营养化和P矿资源危机^[5]。因此,有效提高土壤P的有效性和高效利用土壤潜在的P资源成为了解决土壤“缺P”的重要途径。

随着植被恢复,群落植物组成、生物量及其土壤特性发生变化,导致土壤P有效性的变化。近年来,中国政府实施了“天然林保护工程”等一系列林业生态工程,亚热带地区森林植被恢复迅速。但在森林恢复演替序列上,土壤P有效性变化趋势的研究结果仍存在不一致性。有研究^[6]表明,随着森林恢复演替,土壤全磷(TP)、有效磷(AP)含量不断下降,逐渐成为林木生长的限制因子,遵循着成土序列上原生演替的经典理论假设。南亚热带森林土壤磷酸酶活性随着群落正向演替逐渐增大,森林受P限制的程度逐渐加大,季风林受P的限制更为明显^[7]。但也有研究^[4]发现,中亚热带丘陵红壤区森林演替初级P的限制性明显强于N,土壤N、P供应随着森林演替可以逐步得到优化而实现协调供应。在演替序列上,森林土壤微生物和化学过程密切配合,共同维持潜在和活性有效P组分的含量,尤其是演替后期原生老龄林的潜在生物有效P含量显著升高,土壤P循环更加活跃而高效,初步表明亚热带森林演替土壤P有效性并不遵循成土序列上原生演替的经典理论假设,未必一定导致土壤P有效性的下降^[8]。最近有研究^[9]表明,森林土壤TP随着森林恢复而下降,可能是随着林木生长,生物量增加,P被固定在植物体上,导致土壤TP含量下降而形成P限制,但土壤AP随着森林恢复而增加。这些研究结果的不一致性是 个案还是某地区一般的规律性还需要开展大量的试验研究进一步明确。目前,有关亚热带森林土壤P库组成的研究仍少见报道,特别是随着植被恢复土壤

P库组成变化的研究报道更少,关于亚热带森林土壤P有效性的转化机理以及随着森林植被恢复土壤P的限制性是否更为加剧等问题仍不清楚^[10]。为此,本研究以湘中丘陵区4种处于不同植被恢复阶段的植物群落(灌草丛、灌木林、针阔混交次生林、常绿阔叶林)为对象,采用Tiessen和Moir修正后的Hedley P分级方法^[11],比较研究不同植被恢复阶段林地土壤P各分级组分含量及其组成比例,为揭示植被恢复演替对亚热带林地土壤P有效性的影响机制及寻找能有效提高亚热带森林土壤P有效性途径和促进植被恢复提供基础数据。

1 研究区概况

研究地点设置在湖南省中东部长沙县(113°17′—113°27′ E, 28°23′—28°24′ N),属于典型的低山丘陵红壤区,坡度为20°~30°,海拔55~350 m;为中亚热带东南季风湿润气候,年均气温17.0 °C,7—8月极端高温39.8 °C,1月极端低温-10.3 °C,雨量充沛,相对湿度较大,多年平均降水量1 416.4 mm。土壤以板岩和页岩发育而成的红壤为主,地带性植被为亚热带常绿阔叶林。由于人为干扰(采伐、火烧)强度各异,形成了多种处于不同植被恢复阶段的植物群落(灌草丛、灌木林、针阔混交林、常绿阔叶林)以及以杉木人工林、马尾松人工林、湿地松(*Pinus elliotii*)人工林为主的人工林群落,为开展中亚热带森林植被恢复研究提供了良好的场所。

2 研究方法

2.1 样地设置和群落调查

2015年10月,采用空间代替时间的研究方法,按照亚热带森林群落自然演替进程,根据人为干扰程度、植被恢复程度及其群落树种组成,选取地域相邻、海拔、坡度、坡向以及土壤和气候条件基本一致的4种植物群落: 櫟木(*Loropetalum chinensis*)—南烛(*Vaccinium bracteatum*)—杜鹃(*Rhododendron mariesii*)灌草丛(LVR)、櫟木—杉木(*Cunninghamia lanceolata*)—白栎(*Quercus fabri*)灌木林(LCQ)、马尾松(*Pinus massoniana*)—柯(又名石栎)(*Lithocarpus glaber*)—櫟木针阔混交林(PLL)、柯—红淡比(*Adinandra millettii*)—青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)常绿阔叶林(LAG)作为一个恢复系列,分别设置3~4个长期定位观测样地^[12]。4种植物群落的

基本特征及其主要树种组成见参考文献[13]。

2.2 群落生物量的测定

在样地群落调查基础上,采用收获法和建立主要

树种各器官生物量相对生长方程,2016年10—11月落叶树种落叶前完成样地群落生物量的测定^[12]。4个群落生物量特征见表1。

表 1 不同植被恢复阶段群落生物量、凋落物层养分特征

恢复阶段	群落总生物量/ (kg·hm ⁻²)	地上部分生物量/ (kg·hm ⁻²)	根系生物量/ (kg·hm ⁻²)	凋落物 层现存量/ (kg·hm ⁻²)	凋落物层 C 含量/ (g·kg ⁻¹)	凋落物层 N 含量/ (g·kg ⁻¹)	凋落物层 P 含量/ (g·kg ⁻¹)	凋落物层 C/N	凋落物层 C/P	凋落物层 N/P
LVR	5185.39±2702.53a	2244.46±1153.85a	2029.55±1515.70a	911.38±653.89a	315.77±25.30ac	9.84±0.30a	0.30±0.02a	35.75±2.58a	1532.16±95.21a	41.52±2.90a
LCQ	20591.53±9728.92b	10346.72±7143.16b	5442.97±3467.51a	4801.84±1030.28b	277.20±33.25a	11.21±0.91a	0.34±0.03ab	26.01±0.21b	914.24±69.36b	35.65±3.85a
PLL	129112.67±19713.49c	107692.56±16361.57c	16332.94±3047.56b	5087.17±1246.08b	424.10±8.57b	11.45±0.48a	0.33±0.05ab	37.97±1.57a	1389.65±227.91ab	36.63±4.41a
LAG	148975.35±43906.43c	120695.16±13647.69c	24400.39±5124.80c	3879.80±1171.53b	332.30±53.94c	13.95±0.15b	0.38±0.04b	23.90±3.54b	953.05±44.62b	40.27±3.99a

注:表中数据为平均值±标准误差;不同字母表示不同林地之间差异显著($P<0.05$)。下同。

2.3 凋落物层有机碳、全氮、全磷含量的分析方法

凋落物层分析样品烘干称干重后,经植物粉碎机磨碎,过 60 目筛孔保存于样品瓶中,用于测定有机碳(C)、全氮(N)、全磷(P)含量等指标^[12]。4个植物群落凋落物层养分特征见表1。

2.4 土壤样品的采集、处理和分析方法

在每一固定样地对角线均匀设置 3 个采样点,分别在 2016 年 4、6、10 月和 2017 年 1 月连续晴天 1 周后采集土壤样品,采样时清理采样点地表面植物和凋落物后,挖掘土壤剖面,按 0—10、10—20、20—30、>30 cm 分层沿土壤剖面从下至上采集土壤,将同一固定样地的 3 个采样点相同土层混合为 1 个土壤样品(约 2 kg),放入无菌塑料袋,取 4 次采集的土壤样品测定结果的算术平均值作为每种林地最终测定结果。

在室内,除去土壤样品中动、植物残体和石砾等杂质,混匀,自然风干后,磨细过 0.15 mm 土壤筛,用于测定 P 各分级组分含量。土壤 P 各分级组分含量采用经 Tiessen 和 Moir 改进后的 Hedley 磷分级方法^[18]测定。每个土壤样品平行测定 2 次,取平均值作为该样品的最终测定结果。

2.5 数据处理

总无机磷(Pi)含量是无机磷各组分含量之和,总有机磷(Po)含量是有机磷各组分含量之和,全磷(TP)是总无机磷(Pi)、总有机磷(Po)、残留磷(Residual-P)之和。用 SPSS 22.0 软件包中的单因素方差分析(One-way ANOVA)的最小显著差数法(LSD, $P<0.05$)分析不同植被恢复阶段林地、不同土层 TP、Pi、Po 以及 P 各组分含量的差异显著性,用 Pearson 法分析各指标之间的相关性。运用 Excel 2003 软件统计平均值、标准偏差和作图,所有数据均为平均值±标准误差。

3 结果与分析

3.1 土壤无机磷各组分含量及其组成比例

从表 2 可以看出,同一土层 Pi 含量随着植被恢复

而增加,且不同林地间差异显著($P<0.05$),从 LVR 到 LAG,0—10,10—20,20—30,>30 cm 土层 Pi 含量分别增加了 20.28,11.86,11.61,13.05 mg/kg,分别提高了 87.43%,64.51%,68.76%,82.02%,表明植被恢复提高了土壤 Pi 含量。Pi 各组分含量随着植被恢复的变化规律不同,根据其变化趋势可将 Pi 各组分的变化分为 2 种类型。(1)积累型:主要包括 NaHCO₃-Pi、NaOH-Pi、HCl-Pi,同一土层不同林地之间(除 0—10 cm 土层 NaOH-Pi 外)差异显著($P<0.05$)。其中,从 LVR 恢复到 LAG,0—10,10—20,20—30,>30 cm 土层 NaHCO₃-Pi 含量分别增加 8.97,3.28,2.64,2.57 mg/kg,分别提高 330.99%,150.66%,124.82%,143.64%,NaOH-Pi 含量分别增加 7.25,7.74,8.30,9.10 mg/kg,分别提高 45.11%,66.44%,82.64%,94.83%,HCl-Pi 分别增加 3.10,2.20,2.04,1.83 mg/kg,分别提高 189.02%,134.14%,118.60%,110.91%。(2)稳定型:主要有 Resin-Pi,随着植被恢复基本上保持在 2.42~3.71 mg/kg,同一土层不同林地之间差异不显著($P>0.05$)。同一土层,LVR、PLL、LAG 林地 Pi 各组分含量占其 Pi 含量的百分比依次为 NaOH-Pi>NaHCO₃-Pi>Resin-Pi>HCl-Pi,LCQ 林地 NaOH-Pi>HCl-Pi>NaHCO₃-Pi>Resin-Pi。表明植被恢复提高林地土壤活性 NaHCO₃-Pi、中等活性 NaOH-Pi 和稳定态 HCl-Pi 含量,研究区林地土壤 Pi 主要由中等活性 NaOH-Pi 组成,而活性 NaHCO₃-Pi 和 Resin-Pi 含量较低,Pi 含量随着植被恢复增加主要是 NaOH-Pi、NaHCO₃-Pi、HCl-Pi 含量的增加所致。

由表 2 可知,同一林地 Pi 及其各组分含量总体上随着土层深度增加而降低,Pi 含量(除 LCQ 林地外),LVR 的 NaOH-Pi,PLL 的 NaHCO₃-Pi,LAG 的 NaHCO₃-Pi 和 HCl-Pi 含量不同土层之间差异显著($P<0.05$),其他林地的 Pi 各组分含量差异不显著($P>0.05$)。

表 2 不同植被恢复阶段林地土壤无机磷各组分的含量

单位: mg/kg

无机磷组分	林地类型	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	>30 cm
Resin—Pi	LVR	2.76±1.13Aa(11.88)	2.92±1.68Aa(15.86)	3.01±1.72Aa(17.82)	2.87±1.42Aa(18.05)
	LCQ	3.66±0.82Aa(11.69)	2.69±1.04Aa(9.25)	2.85±1.21Aa(10.33)	2.62±1.13Aa(9.40)
	PLL	3.34±0.96Aa(8.99)	2.85±1.14Aa(9.80)	2.66±0.97Aa(9.89)	2.63±1.07Aa(10.04)
	LAG	3.71±1.09Aa(8.53)	2.64±1.00Aa(8.71)	2.92±0.98Aa(10.25)	2.42±1.22Aa(8.36)
NaHCO ₃ —Pi	LVR	2.71±0.61Aa(11.69)	2.18±0.82Aa(11.83)	2.12±0.63Aa(12.53)	1.79±0.52Aa(11.26)
	LCQ	4.22±1.26Aab(13.49)	3.13±0.89Aab(10.77)	3.00±1.13Aa(10.89)	2.69±1.50Aa(9.67)
	PLL	7.06±1.64Ab(18.98)	4.10±1.27Bbc(14.13)	3.24±0.81Bab(12.03)	3.26±1.13Bab(12.44)
	LAG	11.69±3.79Ac(26.88)	5.45±1.30Bc(18.03)	4.76±1.37Bb(16.69)	4.37±0.83Bb(15.07)
NaOH—Pi	LVR	16.08±5.02Aa(69.33)	11.65±2.43Aa(63.37)	10.04±2.86Ba(59.46)	9.60±2.31Ba(60.31)
	LCQ	17.47±4.08Aa(55.84)	17.28±3.85Aab(59.51)	15.80±3.95Aab(57.35)	15.51±3.06Ab(55.64)
	PLL	23.02±8.14Aa(61.89)	19.40±5.37Ab(66.67)	18.34±5.58Ab(68.12)	17.45±4.25Ab(66.63)
	LAG	23.33±3.46Aa(53.68)	18.32±4.31Ab(60.57)	17.05±4.29Ab(59.85)	18.70±4.69Ab(64.56)
HCl—Pi	LVR	1.64±0.90Aa(7.09)	1.64±0.82Aa(8.93)	1.72±0.69Aa(10.19)	1.65±0.58Aa(10.37)
	LCQ	5.94±1.76Ab(18.99)	5.95±2.41Ab(20.48)	5.90±2.30Ab(21.42)	7.05±3.67Ab(25.29)
	PLL	3.77±0.77Ac(10.14)	2.71±0.88Aac(9.31)	2.68±0.81Aa(9.95)	2.85±0.98Aa(10.89)
	LAG	4.74±0.45Abc(10.91)	3.84±0.54Abc(12.70)	3.76±0.78Ba(13.21)	3.48±0.64Ba(12.01)
Pi	LVR	23.19±5.40Aa(100)	18.39±1.89Aa(100)	16.88±2.24Ba(100)	15.92±1.71Ba(100)
	LCQ	31.29±4.42Aab(100)	29.04±5.03Ab(100)	27.55±4.77Ab(100)	27.88±5.30Ab(100)
	PLL	37.20±8.82Abc(100)	29.05±6.21Ab(100)	26.92±6.35Bb(100)	26.19±5.94Bb(100)
	LAG	43.47±3.59Ac(100)	30.25±3.72Bb(100)	28.49±3.99Bb(100)	28.97±4.07Bb(100)

注: 括号内的数据为无机磷各组分占无机磷百分比(%); 不同大写字母表示同一林地不同土层之间差异显著($P<0.05$); 不同小写字母表示同一土层不同林地之间差异显著($P<0.05$)。下同。

3.2 土壤有机磷各组分含量及其构成比例

从表 3 可以看出, 同一土层 Po 含量随着植被恢复而增加, 且不同林地间差异显著($P<0.05$), 从 LVR 到 LAG, 0—10, 10—20, 20—30, >30 cm 土层分别增加 47.03, 41.01, 45.51, 45.93 mg/kg, 分别提高 107.23%, 193.37%, 304.15%, 373.33%, 表明植被恢复提高土壤 Po 含量。同一土层 NaHCO₃—Po、NaOH—Po 含量随着植被恢复而增加, 且不同林地之间差异显著($P<0.05$), 从 LVR 到 LAG, 0—10, 10—20, 20—30, >30 cm 土层 NaHCO₃—Po 含量分别增加了 17.34, 10.63, 8.98, 8.57 mg/kg, 分别提高

202.38%, 212.27%, 178.17%, 199.16%, NaOH—Po 含量分别增加 29.69, 30.38, 36.52, 36.52 mg/kg, 分别提高 84.12%, 187.54%, 368.17%, 467.01%, 属于快速积累型。同一土层不同林地 NaOH—Po 含量及其占 Po 的百分比明显高于 NaHCO₃—Po。表明植被恢复提高土壤 NaHCO₃—Po、NaOH—Po 含量, 研究区林地土壤 Po 主要由中等活性 NaOH—Po 组成, Po 含量随着植被恢复增加主要是 NaOH—Po 的增加所致。同一林地 Po 及其各组分含量随着土层深度增加而降低, 且同一林地不同土层间差异显著($P<0.05$)。

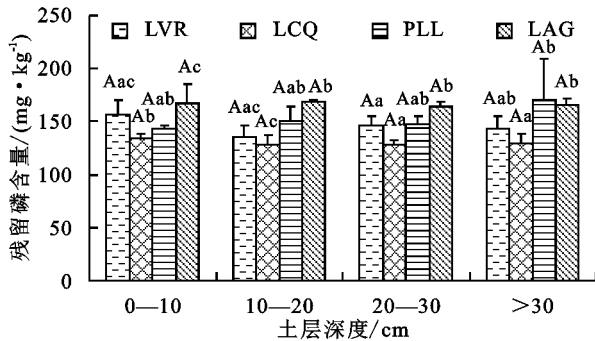
表 3 不同植被恢复阶段林地土壤有机磷各组分的含量

单位: mg/kg

无机磷组分	林地类型	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	>30 cm
NaHCO ₃ —Po	LVR	8.57±3.14Aa(19.54)	5.01±2.01ABa(23.61)	5.04±2.54ABa(33.69)	4.30±1.52Ba(34.97)
	LCQ	14.29±3.16Aab(28.36)	9.43±2.90ABa(26.06)	9.16±3.64Bab(27.19)	7.60±2.57Ba(27.45)
	PLL	16.74±3.81Ab(24.27)	10.09±4.65Ba(19.04)	8.26±3.20Ba(17.64)	7.32±2.13Ba(18.81)
	LAG	25.91±4.21Ac(28.51)	15.63±3.76Bb(25.13)	14.02±4.26Bb(23.19)	12.87±5.18Bb(22.11)
NaOH—Po	LVR	35.29±14.22Aa(80.46)	16.20±6.76Ba(76.39)	9.92±5.96Ba(66.31)	8.00±4.76Ba(65.03)
	LCQ	36.10±3.77Aa(71.64)	26.75±5.72Ba(73.94)	24.55±7.84Bab(72.81)	20.09±5.56Bab(72.55)
	PLL	52.24±8.52Ab(75.73)	42.90±10.32ABb(80.96)	38.57±15.61ABbc(82.36)	31.58±14.85Bc(81.19)
	LAG	64.97±4.80Ab(71.49)	46.59±8.22Bb(74.87)	46.44±9.58Bc(76.81)	45.36±14.34Bc(77.89)
Po	LVR	43.86±16.69Aa(100)	21.21±8.49Ba(100)	14.96±8.37Ba(100)	12.30±5.40Ba(100)
	LCQ	50.40±6.96Aa(100)	36.17±6.77Ba(100)	33.71±9.66Bab(100)	27.69±4.74Bab(100)
	PLL	68.98±11.42Ab(100)	52.99±14.86ABb(100)	46.83±18.48ABbc(100)	38.89±16.12Bbc(100)
	LAG	90.88±4.77Ac(100)	62.22±11.05Bc(100)	60.47±13.13Bc(100)	58.23±18.75Bc(100)

3.3 土壤残留磷含量

从图 1 可以看出,不同林地 0—10,10—20,20—30,>30 cm 土层 Residual-P 含量分别为 134.40~166.44,127.55~168.47,128.57~164.65,130.04~166.04 mg/kg,同一土层 Residual-P 含量随着植被恢复先减少再增加,LCQ 最低,LAG 最高,且同一土层不同林地之间差异显著($P<0.05$),从 LVR 恢复到 LAG,0—10,10—20,20—30,>30 cm 土层分别增加了 32.04,40.93,36.07,40.51 mg/kg,分别提高了 23.84%,32.09%,28.06%,31.15%,属于缓慢积累型,表明植被恢复对土壤 Residual-P 的积累有一定促进作用。同一林地不同土层 Residual-P 含量差异不显著($P>0.05$)。



注:不同大写字母表示同一林地不同土层之间差异显著($P<0.05$);不同小写字母表示同一土层不同林地之间差异显著($P<0.05$)。下同。

图 1 不同植被恢复阶段林地土壤残留磷的含量

3.4 土壤全磷的含量

由图 2 可知,不同植被恢复阶段林地 0—10,10—20,20—30,>30 cm 土层全磷(TP)含量分别为 216.08~300.79,175.72~260.94,177.65~253.61,170.78~253.23 mg/kg,随着土层深度增加而降低,不同土层之间(除 PLL 林地外)差异显著($P<0.05$)。同一土层,随着植被恢复,TP 含量增加,不同林地之间差异显著($P<0.05$),从 LVR 恢复到 LAG,0—10,10—20,20—30,>30 cm 土层 TP 含量分别增加了 84.70,85.22,75.96,82.45 mg/kg,分别提高了 39.20%,48.49%,42.76%,48.28%。

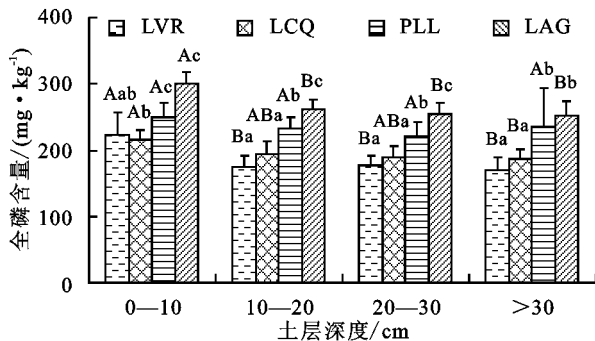


图 2 不同植被恢复阶段林地土壤全磷含量

3.5 土壤磷库各分级组分的组成比例

从表 4 可以看出,不同林地土壤 5 种 P 组分含量占 TP 的百分比差异明显,依次为:Residual-P>NaOH-P>NaHCO₃-P>HCl-P>Resin-P。其中,活性有效态 P 组分(Resin-P,NaHCO₃-P 两者之和)占 TP 的百分比最低,仅为 4.53%~14.19%,中等活性 P 组分(NaOH-P)占 10.30%~30.17%,而稳定迟效态 P 组分(Residual-P 和 HCl-P 两者之和)最高,为 56.07%~87.28%。表明研究区林地土壤 P 库以稳定迟效态 P 为主,其次是中等活性 P。同一土层 Resin-P、HCl-P 含量占 TP 的百分比随着植被恢复无明显变化,而 NaOH-P、NaHCO₃-P 明显增加,Residual-P 下降。表明植被恢复提高土壤活性 P 和潜在活性 P 的比例,降低稳定迟效态 P 的比例,有利于提高土壤 P 的有效性。

表 4 不同植被恢复阶段土壤磷库各组分的组成比例

单位:%

无机磷组分	林地类型	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	>30 cm
Resin-P	LVR	1.24	1.66	1.69	1.68
	LCQ	1.69	1.39	1.50	1.41
	PLL	1.34	1.23	1.20	1.12
	LAG	1.23	1.01	1.15	0.96
NaHCO ₃ -P	LVR	5.06	4.09	4.03	3.57
	LCQ	8.57	6.51	6.41	5.55
	PLL	9.54	6.12	5.20	4.49
	LAG	12.50	8.08	7.40	6.81
NaOH-P	LVR	23.03	15.85	11.24	10.30
	LCQ	24.79	22.84	21.25	19.18
	PLL	30.17	26.86	25.72	20.81
	LAG	29.36	24.87	25.04	25.30
HCl-P	LVR	0.74	0.93	0.97	0.97
	LCQ	2.75	3.09	3.11	3.80
	PLL	1.51	1.17	1.21	1.21
	LAG	1.58	1.47	1.48	1.37
Residual-P	LVR	69.94	77.47	82.07	83.48
	LCQ	62.20	66.17	67.73	70.06
	PLL	57.44	64.63	66.67	72.38
	LAG	55.33	64.56	64.92	65.57

3.6 土壤总无机磷、总有机磷和残留磷的分配比例

由表 5 可知,同一土层不同林地 Residual-P 含量占 TP 的百分比最大,为 55.33%~83.48%,但随着植被恢复而下降,不同林地之间差异最大;Po 含量占 7.20%~30.21%,随着植被恢复而增加,不同林地之间差异较大;Pi 含量占 9.32%~15.07%,随着植被恢复先增加后下降,不同林地之间差异不大。表明研究区林地土壤 P 库以 Residual-P 和 Po 为主,土壤 P 库的分配比例随着植被恢复而变化。同一林地土壤 Po 含量占 TP 的百分比随着土层深度增加而降低,Pi 的百分比也降低,但变化不大,而 Residual-P 的百分比逐渐增加。

表 5 不同植被恢复阶段无机磷、有机磷、残留磷的分配比例
单位: %

无机磷组分	林地类型	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	>30 cm
Pi	LVR	10.40	10.46	9.50	9.32
	LCQ	14.48	15.07	14.51	15.02
	PLL	14.91	12.53	12.16	11.12
	LAG	14.45	11.59	11.24	11.44
Po	LVR	19.66	12.07	8.42	7.20
	LCQ	23.32	18.77	17.76	14.92
	PLL	27.65	22.85	21.16	16.51
	LAG	30.21	23.84	23.84	22.99
Residual-P	LVR	69.94	77.47	82.07	83.48
	LCQ	62.20	66.17	67.73	70.06
	PLL	57.44	64.63	66.67	72.38
	LAG	55.33	64.56	64.92	65.57

3.7 土壤 P 各组分含量与植被因子之间的相关性

由表 6 可知,物种多样性指数与土壤 P 各组分(除 TP、Resin-Pi 和 Residual-P 外)呈极显著正相关($P < 0.01$)。地上部分生物量、根系生物量、群落生物量

与土壤 TP 及其 P 各组分(除 Resin-Pi、HCl-Pi 外)呈极显著正相关($P < 0.05$)。凋落物层现存量与土壤 TP 及 P 各组分(除 Resin-Pi、Residual-P 外)呈显著($P < 0.05$)或极显著($P < 0.01$)正相关;凋落物层 C 含量与土壤 P 各组分(除 HCl-Pi 外)不存在显著相关性($P > 0.05$);凋落物层 N(除 Resin-Pi、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ 、 NaOH-P 、Residual-P 外)、P(除 Resin-Pi、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ 、Residual-P 外)含量与土壤 P 各组分呈显著($P < 0.05$)或极显著($P < 0.01$)正相关;凋落物层 C/N、C/P 与土壤 P 各组分(除 Resin-Pi、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ 和 Residual-P 外)呈显著($P < 0.05$)或极显著($P < 0.01$)负相关,凋落物层 N/P 与土壤 Resin-Pi 呈极显著($P < 0.01$)正相关,与土壤 Pi、 NaOH-Pi 和 HCl-Pi 呈极显著负相关($P < 0.01$),与其他 P 组分不存在显著相关性($P > 0.05$)。表明地上植被因子(物种多样性指数、生物量、凋落物层养分含量及质量)对林地土壤 P 库各组分含量影响显著。

表 6 土壤 P 各组分与地上植被因子之间的相关性分析

指标	物种多样性 指数	群落 生物量	地上部分 生物量	根系 生物量	凋落物层 现存量	凋落 物层 C	凋落 物层 N	凋落 物层 P	凋落物层 C/N	凋落物层 C/P	凋落物层 N/P
全磷	0.332	0.755**	0.639**	0.647**	0.643**	0.205	0.627**	0.638**	-0.632**	-0.629**	-0.284
Pi	0.638**	0.734**	0.637**	0.631**	0.702**	-0.127	0.526*	0.642**	-0.741**	-0.637**	-0.624**
Po	0.654**	0.703**	0.753**	0.735**	0.691**	-0.108	0.631**	0.626**	-0.629**	-0.638**	-0.307
Resin-Pi	-0.225	-0.325	-0.240	-0.334	-0.352**	-0.227	0.221	-0.107	-0.302	0.251	0.642**
$\text{NaHCO}_3\text{-P}$	0.638**	0.658**	0.662**	0.681**	0.657**	-0.428	0.655**	0.634**	-0.671**	-0.653**	-0.289
$\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$	0.639**	0.657**	0.641**	0.724**	0.630**	0.152	0.347	0.283	-0.304	-0.308	-0.018
$\text{NaHCO}_3\text{-Po}$	0.624**	0.741**	0.687**	0.680**	0.642**	-0.307	0.692**	0.647**	-0.651**	-0.681**	-0.277
NaOH-P	0.636**	0.678**	0.697**	0.691**	0.723**	-0.113	0.627**	0.631**	-0.672**	-0.634**	-0.341
NaOH-Pi	0.627**	0.649**	0.652**	0.628**	0.691**	-0.152	0.367	0.649**	-0.510*	-0.642**	-0.625**
NaOH-Po	0.630**	0.781**	0.734**	0.702**	0.673**	0.183	0.642**	0.624**	-0.628**	-0.670**	-0.239
HCl-Pi	0.625**	0.341	0.321	0.347	0.637**	-0.628**	0.647**	0.638**	-0.634**	-0.652**	-0.653**
Residual-P	-0.341	0.634**	0.672**	0.624**	0.417	0.247	0.352	0.247	-0.317	-0.219	-0.306

注: * 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$; $n = 16$ 。

4 讨论

4.1 植被恢复对土壤无机磷、有机磷及全磷的影响

经 Tiessen 和 Moir 修正后的 Hedley 的 P 分级体系,将土壤 Pi 分为 4 种组分,其中 Resin-Pi 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 为活性 Pi, NaOH-Pi 为中等活性 Pi, HCl-Pi 为稳定 Pi^[11]。本研究中,随着植被恢复,土壤 Pi 及其各组分(除 Resin-Pi 外)含量增加, Pi 各组分含量占 Pi 的百分比也增加,且 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 NaOH-Pi 、 HCl-Pi 含量与群落物种多样性指数、群落生物量呈显著正相关(表 6)。 NaOH-Pi 含量及其占 Pi 的百分比最大,表明植被恢复有利于 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 NaOH-Pi 、 HCl-Pi 积累,土壤 Pi 库以中等活性 NaOH-Pi 为主,活性 Resin-Pi 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量较低,与已有的研究^[14]结果基本一致。土壤 NaOH-Pi 含量最高与亚热带土壤富含 Fe、Al 离子有关,因为 NaOH 溶液浸提的 Pi 主要是被土壤 Fe、

Al 氧化物吸附的 P^[1],随着植被恢复,树种增加和乔木树种比例增大^[12],群落生物量增加,凋落物层养分含量及质量提高,有利于微生物分解和促进土壤 Po 矿化, Po 矿化形成的磷酸根离子很快地与土壤 Fe、Al 离子结合形成溶解度较低的稳定磷酸盐,使得 NaOH-Pi 、 HCl-Pi 积累较明显^[11,14]。另一方面,随着植被恢复,树种增加和乔木树种比例增大,可能对土壤 P 的需求量增加,因此土壤活性 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 Resin-Pi 含量维持在一个很低的水平。

经 Tiessen 和 Moir 修正后的 Hedley 的 P 分级体系, Po 主要包括 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 。其中 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 主要是易于矿化的可溶 Po, NaOH-Po 由腐殖酸和褐菌素等组成^[11]。本研究中,随着植被恢复,土壤 Po、 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 含量明显增加,但 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 含量占其 Po 的百分比没有明显的变化,且 Po、 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 与群落物种多样性指数、群落生物量和凋落

物层 N、P 含量呈显著正相关,与凋落物层 C/N、N/P 呈显著负相关(表 6),表明随着植被恢复,有利于 Po 、 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 积累。也可能是 NaHCO_3 浸提的 Po 为活性 Po ,一般是一些小分子物质,如核糖核酸、核苷酸、甘油磷酸盐等^[15],可被微生物迅速降解为可利用态而被植物吸收,因而 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量维持在一个较低水平。不同林地土壤 NaOH-Po 含量及其占 Po 的百分比明显高于 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$,其原因可能与前面 NaOH-Pi 积累较明显相似,表明土壤潜在活性 Po 含量较高,可以为该地区提供长期的 P 来源。本研究中,不同林地土壤 Po 含量均高于 Pi 含量,且随着植被恢复, Po 的增幅也明显高于 Pi ,主要是随着植被恢复,土壤有机碳含量明显提高^[12-13],使得土壤 Po 含量较高^[15],土壤 Po 含量与有机碳含量的相关性分析结果($r=0.892, P<0.01, n=16$)也证实了这一点。

有研究^[16]表明,凋落物归还量是影响土壤 TP 含量的主要原因之一。随着森林进展演替,树种组成增加,凋落物量增大,土壤有机碳含量增加,土壤微生物碳源增加,土壤 P 矿化作用增强,土壤 TP 含量增加^[7]。本研究中,随着植被恢复,土壤 TP 含量增加,且与群落生物量、凋落物层 N、P 含量呈极显著正相关,与凋落物层 C/N、C/P 呈极显著负相关(表 6),表明土壤 TP 含量除了受土壤母质及其成土作用的影响外,植被恢复能显著提高土壤 TP 含量。

4.2 植被恢复对土壤磷库组成的影响

Pi 是植物生长发育所需 P 的主要来源,一般占 TP 的 60%~80%^[17]。本研究中,土壤 Pi 含量仅占 TP 的 9.32%~15.07%,明显偏低。究其原因可能是:(1)尽管土壤 Pi 含量随着植被恢复增加,但随着植被恢复,树种增加和乔木树种比例增加,生物量增大,生长快,生长周期长对土壤活性 Pi 的吸收加快,导致土壤 Pi 下降;此外,当凋落物层 C/P、N/P 较高(表 1),凋落物分解过程中不但不发生 Po 的净矿化作用,反而会发生微生物对土壤有效态 Pi 进行同化作用, Po 的矿化速率下降, Pi 含量降低;(2)研究区高温多雨,生物分解及淋溶作用强烈,导致土壤 Pi 流失;(3)红壤对 Pi 吸附、固定作用强,导致土壤 Residual-P 含量高, Tiessen 和 Moir 改进后的 Hedley^[11] 分级方法, Pi 没有包括 Residual-P 中的 Pi ,导致 Pi 占 TP 的百分比偏低。

土壤 Po 是由于生物活动造成有机物质的积累而形成,一般占 TP 的 10%~15%^[17],但受生物作用的影响,草地、森林土壤 Po 占 TP 的 20%~50%^[18]。有研究^[19]表明,随着成土过程中的生物活动,土壤有

机物不断聚积, Po 含量增加;森林更新后土壤 Po 含量会有所上升,主要原因是凋落物的归还^[20]。本研究中,随着植被恢复,土壤有机质(碳)含量增加^[12-13],土壤 Po 含量及其占 TP 的百分比提高,各土层 Po 占 TP 的 7.20%~30.21%,表明植被恢复显著提高土壤 P 库中 Po 的组成比例。

Residual-P 是相对稳定难以被植物利用的 P,也包括 Pi 和 Po 两个部分。有研究^[2]表明,中亚热带红壤中的 P 主要以闭蓄态 P 形态存在, Residual-P 含量占 TP 的百分比可达到 54%。本研究中, Residual-P 含量占 TP 的 55.33%~83.48%。表明研究区林地土壤 P 以 Residual-P 为主。

5 结论

随着植被恢复, $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 、 NaOH-Pi 、 HCl-Pi 属于快速积累型, Resin-Pi 属于稳定型, Pi 含量增加,不同林地土壤 Pi 以中等活性 NaOH-Pi 为主;土壤 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 、 NaOH-Po 含量属于快速积累型, Po 含量增高,不同林地土壤 Po 以中等活性 NaOH-Po 为主; Residual-P 含量先减少后增加,属于缓慢积累型,TP 含量也增加。

NaOH-P 、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ 含量占 TP 的百分比随着植被恢复而明显提高, Residual-P 逐渐下降。表明植被恢复提高土壤活性 P 和潜在活性 P 的比例,降低稳定迟效态 P 的比例,有利于提高土壤 P 的有效性。随着植被恢复,同一土层 Po 含量占 TP 的百分比增加, Pi 变化不大,而 Residual-P 下降,表明土壤 P 库以 Residual-P 和 Po 为主。随着植被恢复,群落树种组成、生物量、凋落物层养分含量及其质量的变化对土壤 TP 及其各分级组分含量影响显著,导致土壤 P 库组成比例的变化。

参考文献:

- [1] 张鼎华,叶章发,罗水发. 福建山地红壤磷酸离子(H_2PO_4^-)吸附与解吸附的初步研究[J]. 山地学报,2001,19(1): 19-24.
- [2] 张福锁,崔振岭,王激清,等. 中国土壤和植物养管理现状与改进策略[J]. 植物学通报,2007,24(6): 687-694.
- [3] Lin C F, Larsen E I, Larsen G R, et al. Bacterially mediated iron cycling and associated biogeochemical processes in a subtropical shallow coastal aquifer: Implications for groundwater quality [J]. Hydrobiologia, 2012, 696 (1): 63-76.
- [4] 詹书侠,陈伏生,胡小飞,等. 中亚热带丘陵红壤区森林演替典型阶段土壤氮磷有效性[J]. 生态学报,2009,29 (9): 4673-4680.
- [5] Vance C P. Symbiotic nitrogen fixation and phosphorus

- acquisition, plant nutrition in a world of declining renewable resources [J]. *Plant Physiology*, 2001, 127(2): 390-397.
- [6] Wardle D. Aboveground and belowground consequences of long-term forest retrogression in the timeframe of millennia and beyond [C] // Wirth C, Gleixner G, Heimann M (eds). *Old-growth forests: Function, fate and value. Ecological Studies 207*, Springer Verlag Berlin Heidelberg, 2009:193-209.
- [7] Huang W J, Liu J X, Wang Y P, et al. Increasing phosphorus limitation along three successional forests in southern China [J]. *Plant and Soil*, 2013, 364(1/2): 181-191.
- [8] Zhang H Z, Shi L L, Wen D Z, et al. Soil potential labile but not occluded phosphorus forms increase with forest succession [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2016, 52(1): 41-51.
- [9] Feng C, Ma Y, Fu S, et al. Soil carbon and nutrient dynamics is following cessation of anthropogenic disturbances in degraded subtropical forests [J]. *Land Degradation & Development*, 2017, 28: 2457-2467.
- [10] Zhang Y, Zhou Z C, Yang Q. Genetic variations in root morphology and phosphorus efficiency of *Pinus massoniana* under heterogeneous and homogeneous low phosphorus conditions [J]. *Plant and Soil*, 2013, 364(1/2): 93-104.
- [11] Tiessen H, Stewart J W B, Moir J Q. Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60 ~ 90 years of cultivation [J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 34(4): 815-823.
- [12] 辜翔, 张仕吉, 刘兆丹, 等. 中亚热带植被恢复对土壤有机碳含量、碳密度的影响[J]. *植物生态学报*, 2018, 42(5): 595-608.
- [13] 王娜, 朱小叶, 方晰, 等. 中亚热带退化林地土壤有机碳及不同粒径土壤颗粒有机碳的变化[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(3): 218-225, 234.
- [14] Shenoy V V, Kalagudi G M. Enhancing plant phosphorus use efficiency for sustainable cropping [J]. *Biototechnology Advances*, 2005, 23(7/8): 501-503.
- [15] Bowman R A, Cole C V. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils [J]. *Soil Science*, 1978, 125(2): 49-54, 95-101.
- [16] Lajtha K, Sehlesinger W H. The biogeochemistry of phosphorus cycling and phosphorus availability along a desert soil chronosequence [J]. *Ecology*, 1988, 69(1): 24-39.
- [17] 秦胜金, 刘景双, 王国平, 等. 三江平原不同土地利用方式下土壤磷形态的变化[J]. *环境科学*, 2007, 28(12): 2777-2782.
- [18] Joergensen K G. Microbial biomass phosphorus in soils of beech (*Fagus sylvatica* L.) forests [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 19(2/3): 215-219.
- [19] Cross A F, Schlesinger W H. A literature-review and evaluation of the Hedley fractionation-Applications to the biogeochemical cycles of soil-phosphorous in natural ecosystems [J]. *Geoderma*, 1995, 64(3/4): 197-214.
- [20] 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.
- (上接第 177 页)
- [10] 俞振飞, 王国祥, 钱君龙, 等. SMT 法测定沉积物标准样品有机磷形态分析方法探究[J]. *中国环境监测*, 2013, 29(3): 117-122.
- [11] 马太玲, 张江山. 环境影响评价[M]. 武汉: 华中科技大学出版社, 2009: 98.
- [12] Mirja L. Sedimentation of trace metals in the Gulf of Bothnia [J]. *Chemosphere*, 1995, 31(8): 3839-3856.
- [13] 刘晶晶. 湿地挺水植物根系土壤中的磷形态变化与分析[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(11): 2040-2046.
- [14] 滕泽栋, 李敏, 朱静, 等. 野鸭湖湿地芦苇根际微生物多样性与磷素形态关系[J]. *环境科学*, 2017, 38(11): 4589-4597.
- [15] 安婉丽. 互花米草入侵对闽江口湿地土壤磷形态及释放风险的影响[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(6): 214-219.
- [16] Xiao R, Bai J H, Gao H F, et al. Spatial distribution of phosphorus in marsh soils of a typical land/inland water ecotone along a hydrological gradient [J]. *Catena*, 2012, 98: 96-103.
- [17] 苗萍. 胶州湾互花米草湿地氮、磷元素的垂直分布及季节变化[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(5): 1533-1540.
- [18] 章振亚, 丁陈利, 肖明. 崇明东滩湿地不同潮汐带入侵植物互花米草根际细菌的多样性[J]. *生态学报*, 2012, 32(21): 6636-6646.
- [19] 高灯州. 围垦养殖对沉积物磷赋存形态的影响及其潜在释放风险评估[D]. 福州: 福建师范大学, 2016.