

退化红壤植被恢复团聚体及化学计量特征

潘俊^{1,2,3}, 刘苑秋^{1,2,3}, 刘晓君^{1,3}, 高盼^{1,3},
白天军^{1,2,3}, 曹雯^{1,3}, 谢君毅¹, 刘春梅^{1,3}, 袁新月¹

(1.江西农业大学林学院,南昌 330045;2.江西庐山森林生态系统定位观测研究站,江西 九江 332900;
3.鄱阳湖流域森林生态系统保护与修复国家林业局重点实验室(江西农业大学),南昌 330045)

摘要: 为了探究不同植被恢复模式对土壤碳(C)、氮(N)、磷(P)分配格局及其生态化学计量特征的影响,为红壤侵蚀区的植被恢复措施及生态治理模式优化提供科学依据,以江西省泰和县红壤严重退化地为研究对象,对研究区马尾松纯林、湿地松纯林、木荷纯林、马尾松木荷混交林(马木混交林)以及湿地松木荷混交林(湿木混交林)5种植被恢复模式 0—20,20—40 cm 土层不同粒径水稳性团聚体 C、N、P 分配格局及其化学计量特征进行了研究。结果表明:(1)0—40 cm 不同粒径团聚体分别占总重 56.34%(>2 mm),30.01% (0.25~2 mm),7.14% (0.053~0.25 mm),6.54% (<0.053 mm),各植被恢复模式土壤水稳性团聚体含量随着粒径的减小而降低,且差异显著($p<0.05$),马木混交林>2 mm 土壤水稳性团聚体含量显著高于其他恢复模式($p<0.05$);(2)各植被恢复模式土壤 C、N、P 含量以马木混交林及湿地松纯林较高,水稳性团聚体 C、N、P 的含量总体随着粒径减小呈升高的趋势,以较小粒级养分含量较高,且存在显著差异($p<0.05$);土层间 C、N 含量差异显著,P 无显著差异,C:N、C:P 及 N:P 存在显著差异($p<0.05$);粒径间 C:N、C:P 及 N:P 存在显著差异;土壤团聚体 C、N 与 C:N、C:P、N:P 均呈极显著相关关系,N:P 值较高且 P 与 N:P 存在显著负相关性($p<0.05$);(3)土壤 C、N 与土壤团聚体 C、N 含量显著相关($p<0.05$),土壤团聚体 C、N 与土壤容重及含水率存在极显著相关性($p<0.01$)。研究结果表明,不同植被恢复模式对土壤养分的改善作用主要集中于表层土壤;土壤团聚体养分对土壤养分状况具有指示作用,且土壤团聚体养分保持能力与土壤物理性质有关;研究区植被生长限制因素以 P 限制为主且大团聚体和微团聚体受 P 限制作用更严重;马木混交林较其它植被恢复模式对土壤质量和结构提升均具有显著作用。

关键词: 退化红壤; 植被恢复; 水稳性团聚体; 碳氮磷; 生态化学计量

中图分类号:S714.6; S152.4 文献标识码:A 文章编号:1009-2242(2019)04-0187-09
DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2019.04.027

Distribution and Stoichiometry of Water-stable Aggregates of Different Vegetation Restoration Patterns in Degraded Red Soil Regions

PAN Jun^{1,2,3}, LIU Yuanqiu^{1,2,3}, LIU Xiaojun^{1,3}, GAO Pan^{1,3},
BAI Tianjun^{1,2,3}, CAO Wen^{1,3}, XIE Junyi¹, LIU Chunmei^{1,3}, YUAN Xinyue¹

(1.Forestry College of Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045; 2.Mount Lu Forest

Ecosystem Positioning Research Station, Jiujiang, Jiangxi 332900; 3.Key Laboratory of State Forestry

Administration on Forest Ecosystem Protection and Research of Poyang Lake Watershed(JXAU), Nanchang 330045)

Abstract: In order to explore the effects of different vegetation restoration models on carbon (C) nitrogen (N) phosphorus (P) content of soil and its ecological stoichiometry and provides a scientific basis for vegetation restoration measures and ecological management model optimization in red soil erosion areas. The severely degraded red soil in Tai he County of Jiangxi Province was taken as the research object, and we chose the water stable aggregate which in 0—20, 20—40 cm soil layer with five restoration patterns (*Pinus massoniana* Lamb. pure forest, *Pinus elliottii* pure forest, *Schima superba* Gardn. et Champ. pure forest, and mixed forest of *Pinus massoniana* Lamb. and *Pinus elliottii*) to explore it. The results show that: (1) The average content of water—stable aggregates of 0—40 cm was 56.34% (>2 mm), 30.01% (0.25~2 mm), 7.14% (0.053~0.25 mm), 6.54% (<0.053 mm), respectively. The content of soil water—stable

收稿日期:2019-03-13
资助项目:赣鄱英才“555”工程领军人才培养计划项目(9033204464);江西省教育厅科技计划项目(GJJ170252);2011 协同创新中心项目(8021205315)
第一作者:潘俊(1994—),男,硕士研究生,主要从事土壤侵蚀机理研究。E-mail:superpank@163.com
通信作者:刘晓君(1988—),女,博士,讲师,主要从事土壤侵蚀与养分流失研究。E-mail:liuxiaojun.lxj@163.com

aggregates decreased with the reduction of soil particle size, and the difference was significant ($P<0.05$). In mixed forest of *Pinus massoniana* Lamb., >2 mm water-stable aggregates content was significantly higher than that in other recovery models ($P<0.05$); (2) The contents of C, N and P in the vegetation restoration model were higher in the mixed forest of *Pinus massoniana* Lamb. and pure forest of *Pinus elliottii*. The content of C, N and P in soil water-stable aggregates increased in totality with the decrease of particle size and the content of nutrients with smaller grain size was significantly higher ($P<0.05$); There are significant differences in the content of C, N and C : N, C : P , N : P in different soil layers, but no distinct difference in the content of P. There were significant differences of C : N, C : P and N : P among particle sizes. Soil aggregates C, N are significantly correlated with C : N, C : P, N : P, N : P value is high and there is a significant negative correlation with P ($P<0.05$); (3) Soil aggregates C and N were significantly correlated with soil C and N ($P<0.05$), soil bulk density and water content ($P<0.01$). Research indicates: The improvement of soil nutrients by different vegetation restoration models is mainly concentrated in the topsoil. Soil aggregates had an indicating effect on soil nutrient, which related with soil physical properties. The limiting factors of vegetation growth in the study area are mainly P-limited and the macroaggregates and microaggregates are more severely restricted by P, mixed forest of *Pinus massoniana* Lamb. have significant effects on soil quality and structural improvement compared to other vegetation restoration models.

Keywords: degradation of red soil; vegetation recovery; water-stable aggregates; carbon, nitrogen and phosphorus; stoichiometry

我国南方红壤丘陵区处于亚热带季风区,降雨大且集中、强度高,加之人类对土地资源不合理的开发利用,水土流失现象普遍存在。有研究^[1]显示,在考察面积为 87.15 万 km²(约占总面积 74%)的南方红壤丘陵区,水土流失面积达到了 13.12 万 km²,占红壤考察区面积的 15.6%。

植被措施对南方红壤区土壤质量的改善具有重要的作用。有研究^[1]表明,植被恢复措施能显著提高土壤有机质、N 及 P 含量,改善侵蚀地区土壤结构,提高土壤抗侵蚀能力。在侵蚀地植被恢复重建过程中,不同的植被措施对土壤养分、土壤结构等的影响存在显著差异^[2]。土壤水稳定性团聚体指的是抗水力分散的团聚体,是衡量土壤质量的重要标志,在防止土壤养分流失,促进养分循环等方面有着重要的作用,其稳定性对土壤侵蚀和径流有着重要影响。但植被恢复模式对土壤水稳定性团聚体的影响不同^[3],且由于团聚体可以固持土壤养分,因此土壤水稳性团聚体养分在不同植被覆盖情况下有显著区别。袁俊吉等^[4]研究发现,植被覆盖的变化对土壤养分在水稳性团聚体中的分布影响显著;陈国靖等^[5]研究表明,混交林对土壤水稳性团聚体的改善较纯林好,对土壤结构恢复具有更好的效果。

生态化学计量学是一门利用生态过程中多种化学元素的耦合关系,分析各种化学元素对生态系统的交互作用的理论科学,它综合生物学、物理和化学等基本原理,尤其关注 C、N、P 元素及其相互耦合关系^[6]。生态化学计量特征能表征土壤养分循环特征,对植物—土壤具有良好的指示作用^[7]。由于不同粒

径团聚体的物理化学性质不同,土壤微生物活性及养分周转特征存在显著差异,这可能导致团聚体 C、N、P 含量及其化学计量特征存在差异^[8]。土壤团聚体养分及化学计量特征受多重因素影响,土地利用状况(植被覆盖情况)、土壤母质、凋落物类型、根系分布及分解差异等都可能对土壤团聚体养分状况和化学计量特征产生影响^[9]。南方红壤侵蚀区水土流失严重,植被恢复措施初具成效,而关于不同植被恢复模式下对土壤水稳性团聚体养分分配格局影响的研究较少。因此,研究不同植被恢复模式导致土壤团聚体养分状况及化学计量特征的差异,对进一步揭示土壤恢复机理具有重要意义。

江西省泰和县处于典型的中亚热带湿润季风气候区,年降水量大,人为破坏严重等成为该地区水土流失的主要原因。因此,本文分析了该区土壤水稳性团聚体含量分布特征,研究马尾松纯林、湿地松纯林、木荷纯林、马木混交林以及湿木混交林 5 种植被恢复模式对土壤团聚体养分含量影响的差异,探讨各植被恢复模式下土壤团聚体养分及化学计量特征的影响因素,对于深入认识红壤侵蚀区植被恢复对土壤质量的改良,准确评价植被恢复模式的生态环境效益具有重要的现实意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于江西省中南部,隶属泰和县(26°43′N—27°03′N,114°27′E—115°26′E),吉泰盆地中心,试验点位于泰和县石山乡狗丝茅岭,为石山、螺溪、南溪三乡的结合部,属典型的中亚热带湿润季风气候,年均

气温 18.6 ℃,绝对最高气温达 40.7 ℃,绝对最低气温为-6 ℃,年均无霜期 281 d。土壤为第四纪红色黏土发育而来的红壤,由于长期水土流失,土壤沙质化严重,抗蚀性极差;年平均降水量 1 726 mm,主要集中在夏季,具有四季分明、雨热同季、无霜期长等气候特点。境内地貌以山地、丘陵为主,地势自东、西两侧向中部逐渐下降,最高海拔 1 200 m。由于长期水

土流失及人为活动的破坏,该区域植被稀少,几乎没有腐殖质层。于 1991 年,研究区采取种植植被的恢复措施,选择马尾松(*Pinus massoniana* Lamb.)、湿地松(*Pinus elliotii*)、枫香(*Liquidambar formosana*Hance)、木荷(*Schima superba* Gardn. et Champ.)等针阔树种进行植被恢复试验,造林前土壤理化性质基本见表 1。

表 1 不同植被恢复模式样地基本状况

植被恢复模式	含水率/ %	容重/ (g·cm ⁻³)	总孔 隙度/%	pH	有机碳/ (g·kg ⁻¹)	全氮/ (g·kg ⁻¹)	全磷/ (g·kg ⁻¹)	胸径/ cm	树高/ m	断面/ (m ² ·hm ⁻²)	林分密度/ (株·hm ⁻²)	郁闭度	林下植被 盖度/%
马尾松纯林	11.21±0.96	1.41±0.04	46.70±1.37	5.08±0.04	15.48±2.29	0.63±0.04	0.21±0.03	11.40±0.75	7.39±0.26	17.16±2.56	1650±77	0.50±0.16	51.00±13.00
湿地松纯林	13.10±1.88	1.44±0.08	45.56±3.22	5.06±0.05	22.92±3.52	0.61±0.09	0.19±0.02	17.32±2.05	8.98±0.74	18.45±2.83	825±159	0.56±0.04	38.00±5.00
木荷纯林	17.21±3.12	1.36±0.07	48.59±2.74	5.13±0.04	23.52±3.77	0.82±0.19	0.17±0.03	0.12±0	9.18±0.24	19.97±1.17	1870±107	0.87±0.01	39.00±7.00
马木混交林	14.30±3.16	1.37±0.03	48.23±0.99	5.05±0.06	22.62±5.10	1.33±0.22	0.90±0.02	14.08±0.36	8.39±0.33	20.70±3.24	1312±169	0.73±0.08	71.00±7.00
湿木混交林	11.23±0.86	1.46±0.07	44.92±2.44	5.15±0.04	22.59±2.13	1.89±0.20	0.17±0.03	13.64±0.47	8.33±0.63	15.33±1.55	1068±146	0.59±0.07	68.00±6.00

注:表中数据为平均值±标准差。

1.2 样地设置与样品采集

分别于 2017 年 1、7 月进行野外调查和土壤及凋落物样品采集,于 2017 年 1 月进行野外调查,选取马尾松纯林(小斑号 25,30,44,64,81)、湿地松纯林(小斑号 11,19,48-1,48-2,84)、木荷纯林(小斑号 29,38,54,72,75)、马木混交林(小斑号 22,57,58,60,73)、湿木混交林(小斑号 46,6,13,31,32)5 种人工林恢复模式,每种植被恢复模式选取 5 个样地作为重复,在各个样地内设置 20 m×20 m 样方,在每个样方内随机设置 3 个 0.7 m×0.7 m 凋落物收集筐。于 2017 年 7 月进行土壤及凋落物样品得采集,采样前 1 个星期天气晴朗,气温在 29~38 ℃;凋落物样品收集装入档案袋带回实验室进行分析;土壤样品分 0—20,20—40 cm 土层,在样方内按照“S”形设置 5 个采样点,按照“随机”、“等量”和“多点混合”的原则采集土样,尽量避免挤压,装入硬塑料盒中带回实验室进行分析。

1.3 样品处理与测定

土壤容重采取环刀取 100 cm³ 原状土于 105 ℃ 烘干测定,土壤 pH 采用 pH 酸度计(PHS-3E)测定(土:水为 1:2.5),将硬塑料盒中的土壤样品中砾石、侵入体及粗有机体检出,并在风干过程中沿自然断裂面掰成 10 mm 大小的土块。去除杂物后的风干土样过 2 mm 土壤筛。采用干筛法分离出>2,0.25~2,0.053~0.25,<0.053 mm 粒级,按照各粒径所占比例进行配比,称取 200.0 g 风干土进行湿筛,分离出>2,0.25~2,0.053~0.25,<0.053 mm 粒级,分别洗入铝盒烘干后研磨、过 0.149 mm 尼龙筛备用。有机碳(C)采用重铬酸钾氧化—外加加热法测定,全氮(N)、全磷(P)采用全自动间断化学分析仪(Smartchem200)测

定,土壤 C:N、C:P、N:P 均为质量比。

1.4 数据处理

试验数据经 Excel 2016 软件整理后,统计分析利用 SPSS 17.0 软件进行单因素方差分析(One-Way ANOVA)研究不同植被恢复模式土壤团聚体 C、N、P 及其变化特征,采用 Pearson 相关性分析确定土壤 C、N、P 及其化学计量的相关性。图表制作采用 Origin 9.0 软件进行。表中数据以平均值±标准误的形式表达,显著性水平设定为 α=0.05。C、N、P 采用质量含量,土壤 C:N、C:P 和 N:P 均采用质量比。

2 结果与分析

2.1 不同植被恢复模式水稳性团聚体分布

由表 2 可知,0—40 cm 各粒径团聚体平均含量分别为 56.34%(>2 mm),30.01%(0.25~2 mm),7.14%(0.053~0.25 mm),6.54%(<0.053 mm)。经分析,土层对水稳性团聚体(简称为团聚体)含量影响不显著。除 0.053~0.25 mm 与<0.053 mm 外,各粒径团聚体百分含量存在显著差异,随着粒径的减小,团聚体含量逐渐减小,>0.25 mm 粒径团聚体含量均显著高于<0.25 mm。0—20 cm 土层中,>2 mm 粒径马木混交林团聚体含量显著高于马尾松纯林及木荷纯林,0.25~2 mm 粒径马木混交林团聚体含量与木荷纯林存在显著差异;20—40 cm 土层各植被恢复模式间团聚体含量均无显著差异。

2.2 不同植被恢复模式的土壤养分含量特征

由图 1、图 2 和图 3 可知,0—20 cm 土层土壤团聚体 C、N、P 含量变化范围分别为 15.08~44.13,1.15~3.04,0.12~0.24 g/kg,均值分别为 25.73,1.79,0.17 g/kg,变异系数分别为 67.51%,42.62%和 6.83%。各植被恢复模式表层土壤 C、N 含量高于深

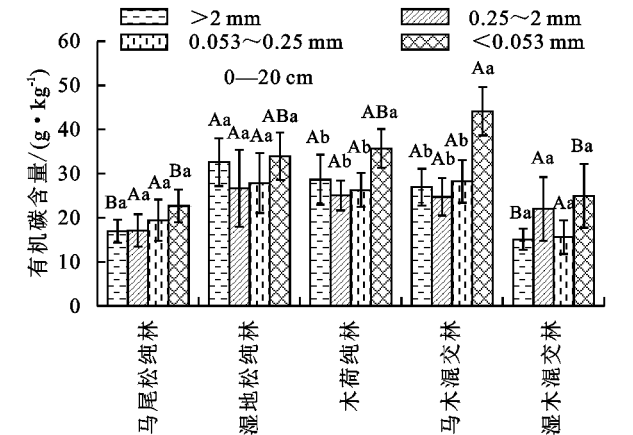
层土壤,且差异显著($p<0.05$);不同土层间团聚体 P 含量无显著差异。由表 1 可知,各植被恢复模式土壤 C 含量以湿地松纯林、马木混交林、木荷纯林较高,湿木混交林、马尾松纯林较低,N 含量以马木混交林和湿木混交林较高土壤 P 以马木混交林较高,且湿木混交林显著低于马木混交林($p<0.05$)。

表 2 不同粒径团聚体的分布

植被恢复模式	采样深度/cm	不同粒径团聚体占总重的比例/%				>0.25 mm 水稳性团聚体/%
		>2 mm	0.25~2 mm	0.053~0.25 mm	<0.053 mm	
马尾松纯林	0—20	57.75±2.90Ba	28.04±2.54ABb	8.29±0.77Ac	5.91±1.13Ac	85.80
	20—40	52.36±4.06Aa	33.00±2.26Ab	6.36±0.67Ac	8.28±1.70Ac	85.36
湿地松纯林	0—20	60.25±3.91ABa	25.73±2.92ABb	7.17±1.70Ac	6.85±2.20Ac	85.98
	20—40	52.73±10.15Aa	32.37±7.78Ab	8.40±1.78Ac	6.50±1.40Ac	85.10
木荷纯林	0—20	55.55±4.64Ba	31.29±5.22Ab	5.89±1.35Ac	7.27±2.70Ac	86.85
	20—40	56.25±6.29Aa	31.73±5.19Ab	5.90±1.07Ac	6.12±0.83Ac	87.98
马木混交林	0—20	70.91±3.02Aa	19.85±1.94Bb	5.23±0.91Ac	4.02±1.57Ac	90.76
	20—40	54.28±5.80Aa	29.72±2.91Ab	8.92±1.08Ac	7.09±2.04Ac	84.00
湿木混交林	0—20	61.10±3.49ABa	27.19±2.48ABb	6.21±0.65Ac	5.50±1.02Ac	88.29
	20—40	42.17±7.13Aa	41.14±6.42Aa	9.04±0.61Ab	7.90±0.95Ab	83.31

注:同一列中不同大写字母表示同一土层不同植被恢复模式间团聚体含量差异显著($p<0.05$);同一行中不同小写字母表示同一植被恢复模式不同粒径间团聚体含量差异显著($p<0.05$)。

0—20 cm 土层中,土壤团聚体 C、N、P 含量随着粒径减小总体呈升高的趋势,各植被恢复模式团聚体 C、N、P 含量存在显著差异($p<0.05$)。木荷纯林及马木混交林<0.053 mm 粒级土壤 C 含量与其他粒级差异显著($p<0.05$),且在该粒级下,马木混交林团聚体 C 含量高于其他恢复模式($p<0.05$),团聚体 N 含量显著高于马尾松纯林,P 含量显著高于湿木混交林($p<0.05$);在>2 mm 粒级团聚体中,湿地松纯林 C 含量显著高于马尾松纯林及湿木混交林($p<0.05$),其他粒级各植被恢复模式团聚体 C、N、P 含量均无明显差异。湿地松纯林、木荷纯林及马木混交林团聚体 N、P 含量以小粒级较高,分别以<0.053 mm 和<0.25 mm 较高。



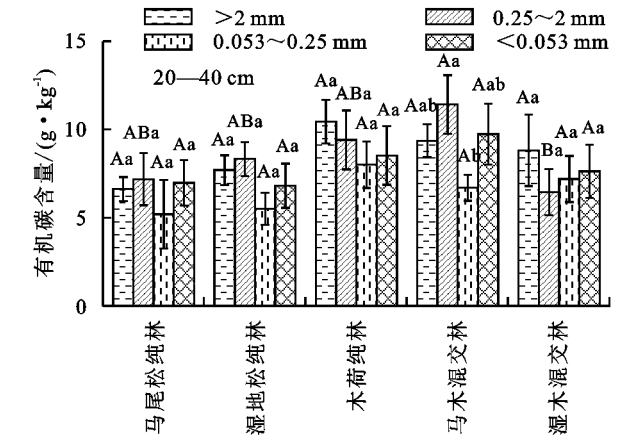
注:不同大写字母表示同一土层不同植被恢复模式间有机碳含量差异显著($p<0.05$);不同小写字母表示同一植被恢复模式不同粒径间有机碳含量差异显著($p<0.05$)。下同。

图 1 不同植被恢复模式红壤团聚体有机碳含量

2.3 土壤团聚体 C、N、P 生态化学计量特征

经过数十年的植被恢复,土壤化学计量比总体已接近或达到全国和亚热带水平,0—20,20—40 cm 土层间土壤团聚体化学计量比存在显著差异($p<0.05$)。

20—40 cm 土层中,土壤团聚体 C、N、P 含量随粒径减小总体无明显变化趋势。仅有马木混交林各粒级间 C 含量存在显著差异,0.25~2 mm 粒级最高且与 0.053~0.25 mm 差异显著。除湿地松纯林外,其余植被恢复模式粒级间 P 含量存在显著差异,马尾松纯林<0.25 mm 土壤团聚体 P 含量显著高于 0.25~2 mm,木荷纯林 0.25~2 mm 粒径 P 含量显著低于其他粒级,马木混交林 0.25~0.053 mm 显著高于>0.25 mm,湿木混交林<0.053 mm 粒径 P 含量显著高于>0.25 mm($p<0.05$)。在 0.25~2 mm 粒径中,马木混交林 C 含量显著高于湿木混交林,湿木混交林 P 含量显著高于马尾松纯林($p<0.05$)。



由表 3 可知,0—20 cm 土层土壤团聚体 C:N:C:P、N:P 总体上随着粒径的减小呈现先减小后增加的趋势,各植被恢复模式不同粒级间 C:N、C:P、N:P 存在显著差异。土壤团聚体 C:N 的变化范围为 11.37~

23.46, 变异系数为 23.00%; 0.25~2 mm 粒级木荷纯林土壤团聚体 C : N 显著低于 >2 mm 和 <0.053 mm, 马木混交林 0.25~2 mm 粒级土壤团聚体 C : N 显著低于 >2 mm ($p < 0.05$)。团聚体 C : P 的变化范围为 90.55~261.75, 变异系数为 46.01%, 总体上以小团聚体 C : P 较大。湿地松纯林 <0.053 mm 团聚体 C : P 显著高于 0.053~2 mm 土壤团聚体 ($p < 0.05$)。团聚体 N : P 的变化范围为 6.85~14.70, 变异系数为 34.10%。马尾松纯林 0.25~0.053 mm 团聚体 N : P 显著低于 >0.25 mm, 马木混交林 0.053~0.25 mm 土壤团聚体

N : P 显著低于 <0.053 mm。各植被恢复模式 C : N、C : P、N : P 存在显著差异。在 >2 mm 粒级中, 湿地松纯林、木荷纯林 C : N 显著高于湿木混交林 ($p < 0.05$), 与马木混交林无显著差异, 湿地松纯林 C : P 显著高于湿木混交林, 木荷纯林 C : P 显著高于马尾松纯林及湿木混交林, <0.053 mm 粒级中, 湿地松纯林及马木混交林 C : P 显著高于其他 3 种恢复模式。在团聚体 N : P 分布中, 仅当 >2 mm 时, 木荷纯林显著高于马尾松纯林和湿木混交林 ($p < 0.05$), 与其他 2 种模式无显著差异。

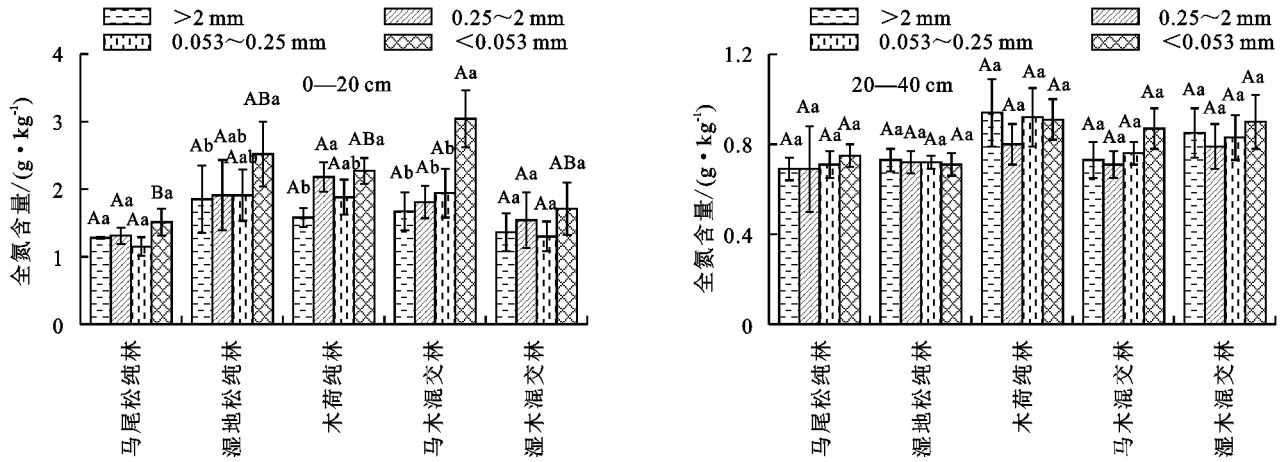


图 2 不同植被恢复模式红壤团聚体全氮含量

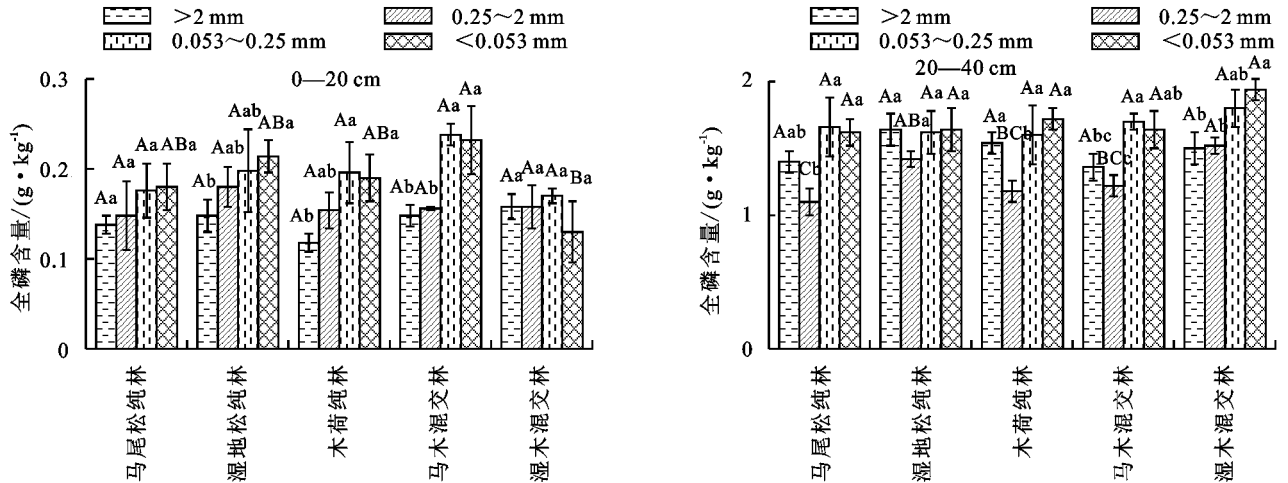


图 3 不同植被恢复模式红壤团聚体全磷含量

20—40 cm 土层中, 团聚体 C : N、C : P、N : P 总体上随着粒径的减小呈先上升后下降再上升的变化趋势。马尾松纯林及马木混交林 0.25~2 mm 土壤团聚体 C : N 显著高于 0.053~0.25 mm, 且与其他粒级无显著差异。湿地松纯林 0.25~2 mm 团聚体 C : P 显著高于 0.053~0.25 mm, 木荷纯林 0.25~2 mm 团聚体 C : P 显著高于 <0.25 mm, 马木混交林 >2 mm 粒级团聚体 C : P 显著高于 0.053~0.25 mm, 0.25~2 mm 团聚体 C : P 与 <0.25 mm 有显著差异。各植被恢复模式 N : P 均无显著差异 ($p < 0.05$)。在 20—40 cm 土层中, 仅在 0.25~2 mm 粒级下, 马木混交林 C : N 和

C : P 显著高于湿木混交林 ($p < 0.05$), 各植被恢复模式 N : P 均无显著差异 ($p < 0.05$)。

2.4 土壤水稳性团聚体养分及化学计量学的相关性

为进一步深入了解植被恢复对土壤养分的影响, 对土壤团聚体及其化学计量特征进行相关性分析 (表 4)。结果表明, 土壤 C、N 与团聚体 C、N 存在不同的相关程度, 土壤 C 与团聚体 C 呈极显著相关关系 ($p < 0.01$), 土壤 N 与团聚体 N 除 >2 mm 外均呈显著相关关系 ($p < 0.05$), 随着粒径的减小, 土壤与团聚体 C、N 的相关程度总体呈现上升趋势。土壤与团聚体 P 相关关系不显著 ($p > 0.05$)。

表 3 不同植被恢复模式红壤团聚体 C : N、C : P 及 N : P 特征

植被恢复 模式	采样 深度/cm	C : N				C : P				N : P			
		>2	0.25~2	0.053~0.25	<0.053	>2	0.25~2	0.053~0.25	<0.053	>2	0.25~2	0.053~0.25	<0.053
		mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
马尾松纯林	0—20	13.26ABa	12.78Aa	15.92Aa	14.84Aa	127.24BCa	112.3Aa	111.25Aa	123.65Aa	9.35Ba	9.25Aa	6.85Ab	8.40Aab
	20—40	9.58Aab	10.69ABa	6.96Ab	9.11Aab	48.15Aa	65.00ABa	35.60Aa	45.75Aa	4.95Aa	6.20Aa	4.50Aa	4.80Aa
湿地松纯林	0—20	17.54Ba	13.26Aa	14.43Aa	20.81Aa	217.09ABab	138.2Ab	141.3Ab	261.75Ba	12.45ABa	10.10Aa	9.75Aa	11.95Aa
	20—40	10.48Aa	11.81ABa	7.62Aa	9.41Aa	46.85Aab	58.30ABa	35.00Ab	41.25Aab	4.50Aa	5.00Aa	4.50Aa	4.35Aa
木荷纯林	0—20	17.88Ba	11.37Ab	13.97Aab	15.49Aa	248.89Aa	166.1Aa	147.0Aa	198.80Aa	13.50Aa	14.70Aa	10.25Aa	12.75Aa
	20—40	11.47Aa	11.66ABa	8.25Aa	9.18Aa	67.70Aab	82.00Aa	48.20Ab	49.30Ab	6.15Aa	6.80Aa	5.60Aa	5.35Aa
马木混交林	0—20	16.24ABa	13.40Ab	14.75Aab	14.73Aab	179.67ABCa	169.0Aa	117.95Aa	202.80Ba	11.15ABab	12.30Aab	8.00Ab	13.50Aa
	20—40	13.07Aab	16.00Aa	9.00Ab	11.02Aab	68.70Aab	92.45Aa	40.25Ac	61.50Abc	5.45Aa	5.80Aa	4.50Aa	5.45Aa
湿木混交林	0—20	11.77Aa	13.42Aa	11.51Aa	13.56Aa	101.39Ca	132.2Aa	90.55Aa	125.90Aa	8.75Ba	9.45Aa	7.60Aa	8.80Aa
	20—40	9.42Aa	9.00Ba	8.48Aa	8.45Aa	54.45Aa	43.15Ba	42.15Aa	38.70Aa	5.60Aa	5.20Aa	4.80Aa	4.55Aa

注:同一列中不同大写字母表示同一土层不同植被恢复模式间 C : N 或 C : P 或 N : P 差异显著($p<0.05$);同一行中不同小写字母表示同一植被恢复模式不同粒径间 C : N 或 C : P 或 N : P 差异显著($p<0.05$)。

表 4 土壤团聚体养分及化学计量相关性

项目	>2 mm	2~0.25 mm	0.25~0.053 mm	<0.053 mm
土壤有机碳—团聚体有机碳	0.384 **	0.409 **	0.445 **	0.362 **
土壤全氮—团聚体全氮	0.222	0.269 *	0.239 *	0.257 *
土壤全磷—团聚体全磷	0.164	—0.172	—0.185	0.041
团聚体有机碳—团聚体全氮	0.883 **	0.876 **	0.929 **	0.960 **
团聚体有机碳—团聚体全磷	0.031	0.576 **	0.522 **	0.501 **
团聚体全氮—团聚体全磷	0.146	0.567 **	0.561 **	0.586 **
团聚体有机碳—团聚体 C : N	0.775 **	0.473 **	0.781 **	0.799 **
团聚体全氮—团聚体 C : N	0.440 **	0.020	0.522 **	0.665 **
团聚体全磷—团聚体 C : N	—0.090	0.084	0.221	0.260
团聚体有机碳—团聚体 C : P	0.928 **	0.919 **	0.889 **	0.939 **
团聚体全氮—团聚体 C : P	0.771 **	0.768 **	0.768 **	0.875 **
团聚体全磷—团聚体 C : P	—0.267	0.244	0.126	0.209
团聚体有机碳—团聚体 N : P	0.845 **	0.745 **	0.808 **	0.881 **
团聚体全氮—团聚体 N : P	0.886 **	0.904 **	0.840 **	0.883 **
团聚体全磷—团聚体 N : P	—0.287 *	0.190	0.059	0.168
团聚体有机碳—含水率	0.311 **	0.326 **	0.384 **	0.368 **
团聚体有机碳—容重	—0.440 **	—0.349 **	—0.451 **	—0.363 **
团聚体全氮—含水率	0.282 *	0.276 *	0.433 **	0.403 **
团聚体全氮—容重	—0.380 **	—0.358 **	—0.442 **	—0.358 **
团聚体全磷—含水率	—0.051	—0.034	0.126	0.096
团聚体全磷—容重	0.061	—0.102	—0.234 *	—0.165

注: * 表示 $p<0.05$; ** 表示 $p<0.01$ 。

土壤团聚体 C、N 均与土壤含水率呈极显著正相关关系($p<0.01$),与土壤容重分别呈极显著正相关(C)、负相关(N)关系($p<0.01$);土壤团聚体 P 含量与土壤含水率及容重均无显著相关关系($p>0.05$)。

各粒径团聚体 C 与 N 间含量均呈极显著正相关关系($p<0.01$),相关系数达到 0.88 以上,随着粒径的减小呈升高趋势;团聚体 C、N 分别与 P 均存在极显著正相关关系($p<0.01$,除>2 mm 外)。总体上,团聚体 C、N 与团聚体 C : N 呈极显著相关关系($p<0.01$),而 P 与团聚体 C : N 相关关系总体不显著($p>0.05$),此外,C 与 C : N 的相关系数明显高于 N、P。不同粒径团聚体 C 和 N

与其 C : P 均呈极显著正相关($p<0.01$),P 与 C : P 除>2 mm 时存在显著负相关关系外均无显著相关关系($p>0.05$)。各粒径团聚体 C、N 与 N : P 均表现为极显著正相关($p<0.01$),P 与 N : P 的相关性与前者类似,仅在>2 mm 时与 N : P 呈极显著负相关($p<0.01$)。

3 讨论

3.1 不同植被恢复模式对土壤水稳性团聚体的影响
土壤团聚体稳定性作为土壤结构的重要评价指标影响着土壤质量。由于土壤团聚体包括水稳性团聚体与非水稳性团聚体,在湿筛的过程中土壤非水稳性团聚体破碎成了小粒径团聚体,因此水稳性团聚体

数量的多少更能有效地体现团聚体的稳定性。水稳定团聚体的分布决定着土壤抵抗侵蚀的能力以及土壤结构的稳定性,而 $>0.25\text{ mm}$ 水稳性团聚体占总重的比例可以判别土壤结构的优劣,是判定土壤质量的重要指标^[10]。 $>0.25\text{ mm}$ 粒级团聚体占团聚体比例表现为马木混交林 90.76%、湿木混交林 88.29%、马尾松纯林 85.80%、湿地松纯林 85.98%、木荷纯林 86.85%。这一结果与柴旭光^[11]的研究结果一致,在大团聚体分布上,针阔混交林团聚体占比较纯林高。从表 5 可以看出,本地针叶树种马尾松与木荷混交

表 5 不同植被恢复模式凋落物养分及生物量特征

植被恢复 模式	有机碳/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全氮/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全磷/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	C : N	C : P	N : P	月凋落物生物量/ ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)
马尾松纯林	465.69±48.24A	11.89±0.71A	3.74±0.31A	40.93±0.74B	140.67±25.01B	3.45±0.31BC	359.03±35.08A
湿地松纯林	472.89±18.59A	7.43±0.59B	1.01±0.18B	58.92±2.48A	485.55±17.74A	8.27±0.36A	398.06±20.06A
木荷纯林	355.43±41.26A	14.85±1.06A	3.01±0.45A	26.99±1.17C	157.50±30.81B	5.96±1.26AB	257.41±18.02B
马木混交林	469.64±46.12A	14.81±1.33A	4.03±0.44A	35.60±3.75AB	138.95±14.33B	4.22±0.90BC	398.81±29.56A
湿木混交林	463.73±52.50A	8.57±0.67B	3.41±0.22A	54.01±4.37A	147.99±13.45B	2.77±0.23C	372.88±17.09A

注:不同大写字母表示不同植被恢复模式间凋落物生物量及养分含量差异显著($p<0.05$)。

3.2 不同植被恢复模式对土壤团聚体养分的影响

本研究中,植被恢复模式、粒级及土层深度均对团聚体养分分布特征有影响,分析土壤团聚体 C、N、P 变异系数可知,团聚体 C 的变异程度为中等变异,主要是由于不同植被产生的凋落物分解速率的不同,养分输入状况的差异造成的;而团聚体 P 变异程度小于 C、N,主要是由于 P 元素是一种沉积性矿物,在土壤中迁移率较低,因此 P 的分布较为均一。各植被恢复措施土层间 C、N 含量存在显著差异,表层土壤团聚体 C、N 含量均高于深层土壤,表明土壤 C、N 元素的积累主要在表层土壤。一方面主要是由于森林群落凋落物产量大,地表积累了较多有机残体,经微生物分解进入土壤,表层土壤孔隙度较大,有利于微生物活动,使得表层土壤有机碳含量较高;另一方面阔叶及地表凋落物能有效地减少雨滴溅蚀造成的水土及养分流失,表现出较强的表层富集作用^[13]。此外,植物根系也为土壤养分的提升起到了很大的作用,植物根系周转及其分泌的分泌物是土壤 C 的重要来源,林木根系有机碳通过共生菌周转、植物活体根系共生菌丝分泌及脱落物分解进入土壤^[14]。林木细根的生物量随着土层深度的增加逐渐降低,这也是表层土与深层土壤 C、N 含量差异显著的重要原因。各土层间土壤 P 含量无明显分布规律。由相关性分析可知,不同植被恢复措施土壤团聚体 C、N、P 含量存在极显著正相关性关系,具有高度的协同变化趋势,其中 C 与 N 相关系数达到 0.88 以上,说明两者具有很强的耦合关系。

土壤容重、含水率是重要的土壤物理性质,能够

形成马木混交林的凋落物含量均高于纯林,且与木荷纯林差异显著($p<0.05$),说明针阔混交林对土壤结构的改善效果较针阔纯林显著,本地树种针阔混交可以增加地表枯落物和植物根系,从而增加土壤有机质含量,促进大团聚体的形成;凋落物的覆盖可以增加地面粗糙率,滞缓地表径流的形成,从而减小对大团聚体的冲刷和破坏。此外,林内温度、光照和水分含量都有所差异,进而对根系活性和微生物数量及活性产生影响,这在一定程度上影响土壤养分的分布及团聚体的形成^[12]。

有效地反映土壤质量和土壤生产力^[15]。柴华等^[16]研究表明,土壤有机质含量与土壤容重显著相关。此外,土壤有机质通过对土壤孔隙度及持水量的作用,对土壤容重产生影响。相关性分析表明,土壤团聚体 C、N 与容重和含水率呈极显著相关关系($p<0.01$)。在生物地球化学循环过程中,植物从土壤中吸取养分满足自身需要,而植物的根系在生长过程中使得土壤容重等理化性质得以改善,土壤含有的水分能够抑制土壤 C 和 N 的矿化作用,使得 C 和 N 得以积累^[17]。土壤团聚体 P 含量与土壤容重、含水率均无显著相关性,可能是由于 P 元素主要来源于土壤母岩。

根据全国第 2 次土壤普查养分分级标准^[18],0—20 cm 土层土壤有机质属于一级水平($>40\text{ g/kg}$),全氮属于二级水平($1.5\sim2\text{ g/kg}$),全磷处于六级极贫乏水平($<0.2\text{ g/kg}$)。植被恢复模式对土壤团聚体养分含量的影响主要集中在 0—20 cm 土层。土壤团聚体养分随粒径减小总体表现为递增变化,木荷纯林及马木混交林 $<0.053\text{ mm}$ 团聚体碳含量显著高于其他团聚体,说明在植被恢复过程中,不同植被恢复模式对土壤团聚体有机碳含量的影响程度不同,以 $<0.053\text{ mm}$ 有机碳含量较高,其中木荷纯林和马木混交林的影响更为强烈。一方面,这与李玮等^[7]的研究结果类似,表明小团聚体具有较好的养分固持能力,土壤团聚体粒径越小,比表面积越大,所结合的有机物质就会越多,从而小团聚体 C 含量高于大团聚体^[19];另一方面,说明不同植被恢复措施对土壤团聚体有机碳含量的影响程度不同。此外,也有研究^[20]表明,土壤团聚体养分分布呈现“降低”“V”形分布,

究其原因,团聚体养分特征和形态分布与土壤利用类型、人为活动影响、团聚体粒径划分、植物生物生态学属性、土壤类型、成土母质化学组成差异及气候条件可能相关,这也是导致不同区域团聚体及养分分布存在差异的重要原因。

本研究中,马木混交林小粒级土壤 C、N、P 与其他恢复模式存在显著差异。马木混交林在 5 种植被恢复措施中具有显著的改良土壤养分状况的作用,由此可见,在本地侵蚀区土壤养分治理措施中,本地树种针阔混交模式表现较好,显著提升了土壤质量。主要原因之一在于土壤团聚体有机碳主要来自地上凋落物和“地下凋落物”的分解输入,马木混交林凋落物有机碳、全氮、全磷含量及凋落物生物量总体较其他植被恢复模式高,其中全氮,全磷含量及凋落物生物量分别与湿地松纯林和木荷纯林差异显著($p < 0.05$) (表 5);此外,王宁等^[21]研究认为,凋落物的 C:N 和 C:P 与凋落物分解速率呈正相关关系,N:P 则呈负相关,本研究中,木荷纯林 C:N 显著低于其他植被恢复模式,湿地松纯林及湿木混交林与马尾松纯林差异显著;4 种植被恢复模式 C:P 均显著低于湿地松纯林;马木混交林和湿木混交林 N:P 显著低于湿地松纯林,湿木混交林显著低于木荷纯林;湿地松 C:P、N:P 与其他植被恢复模式的显著差异主要是由于 P 含量较低造成的,凋落物的化学计量特征表明混交林凋落物分解速率总体较高,对土壤养分的输入较高。马尾松松针含较多的蜡脂等疏水性物质,减缓水的湿润速度,从而使得团聚体内部空气释放缓慢,间接地增强其抗侵蚀能力。木荷林冠部分较针叶林有较强的林冠截留作用,地表凋落物也更能减少雨水对土壤的冲刷,其凋落物在微生物的作用下分解为腐殖质,进而形成有机质进入土壤,为土壤结构修复提供养分支持。此外,木荷与乔木混交林根际土壤有机质含量比木荷纯林高^[22],木荷混交林土壤养分的活化程度较高,微生物活性增加,根系与土壤之间养分的交换频繁。湿地松为外来树种,在本地植被恢复措施中表现较好,仅次于马木混交林;湿木混交林凋落物生物量及分解速率与马木混交林均无显著差异,对土壤养分的恢复反而较低,这表明土壤养分状况不仅受凋落物生物量及分解速率的影响,其他环境因子也会影响土壤养分状况。

20—40 cm 土层土壤团聚体 C、N、P 含量随粒径减小变化趋势不显著。各植被恢复模式 C、P 含量存在显著差异。在 0.25~2 mm 粒级下马木混交林 C 含量显著高于湿木混交林,一方面说明植被恢复措施主要影响 0.25~2 mm 粒级土壤团聚体养分,另一方面表明湿木混交林对于土壤养分提升作用较小。

3.3 不同植被恢复模式对土壤团聚体化学计量特征的影响

生态化学计量学是一门利用生态过程中多种化学元素的耦合关系,从而分析各种化学元素对生态系统的交互作用的理论科学,它综合了生物学、物理和化学等基本原理^[10]。由于成土母质、气候、地貌及植被覆盖等自然条件调控和人为活动的干扰,加之土壤水热条件和成土作用的不同,土壤 C:N:P 具有较大的空间变异性。本研究中,土壤 C:N 变异程度较 C:P、N:P 低,主要是由于土壤 C、N 在空间分布中具有一致性,土壤 C、N 循环紧密关联^[23],这与欧延升等^[26]研究结论一致,虽然 C 和 N 含量空间变异性较大,但 C:N 相对稳定。相关性分析表明,团聚体 C、N 呈极显著相关关系($p < 0.01$)。与全国土壤 C:N、C:P、N:P (分别为 11.9, 61.0, 5.2) 以及亚热带的 C:N、C:P、N:P (分别为 12.1, 78.0, 6.4)^[24] 相比,5 种植被恢复模式表层(0—20 cm)中土壤团聚体 C:N 均接近或达到全国及亚热带 C:N 水平,植被恢复措施已取得一定的成效,对土壤养分的固定以及团聚体的稳定起到了重要的作用。土层深度对团聚体 C:N 有显著影响,随着土层深度的增加 C:N 减小,这反映了土壤剖面腐殖质的年代和分化^[25]。家伟等^[12] 研究结果表明,粒径对团聚体 C:N 无显著影响;本研究 0—20 cm 土层中,植被恢复模式中木荷纯林及马木混交林不同粒级团聚体土壤 C:N 存在显著差异,与此同时,粒径对木荷纯林及马木混交林 C、N 含量有显著影响,表明粒级间 C:N 差异可能与不同粒级团聚体保持养分的能力有关,也可能是不同模式对土壤养分输入状况的不同造成的。湿地松纯林、木荷纯林 C:N 显著高于湿木混交林,这可能是由于不同植被类型地上、地下凋落物分解速率的不同,导致土壤 C、N 的累积速率不同,从而导致土壤团聚体 C:N 在不同植被恢复模式间存在一定的差异性^[26]。

土壤中 C:P 通常作为土壤 P 元素矿化能力或者是从环境中固持磷潜力的标志^[27]。与全国及亚热带水平^[24] 相比,研究区土壤 C:P 值较高,表明土壤微生物具有较强的固 P 潜力^[28]。土壤团聚体 C:P 总体随着粒径的减小呈现先降低后升高的趋势,以微团聚体 C:P 总体相对较高,这与 C 元素在粒级间的分布有关,表明较小粒径团聚体 P 元素的有效性较低,微生物对 P 有同化趋势^[7]。土壤 C:P 高于 300 时土壤 P 固持增加,低于 200 时则表现为矿化,所以各植被恢复模式中土壤 P 元素总体表现为矿化。与 C:N 类似,各植被恢复模式 C:P 存在显著差异,主要原因是不同植被恢复模式由凋落物分解带来的养分输入存在差异。随着土层深度的增加,土壤 C:P

降低,20—40 cm 土层土壤团聚体 C:P 接近或达到全国及亚热带水平,这是由于土壤 C 主要来源于凋落物分解,凋落物的分解使得 C 元素输入土壤,随着土层深度的增加,有机质向下输入的量逐渐减小。

土壤中的 N、P 元素是植物生长所需常见的重要元素,土壤 N:P 可作为植物养分限制的指示性指标,N:P 的空间变异程度较 C:N 大,原因在于 N、P 的空间分布不尽一致^[29]。相对较低的 N:P 说明 N 元素对植被群落的制约作用;反之,则说明 P 元素的限制作用。各植被恢复模式 0—20 cm 土层土壤团聚体 N:P 高于全国及亚热带水平^[24]。在本研究中,土壤 N:P 总体较高,P 处于极度贫乏水平,因此土壤主要受 P 元素的限制。此外,本研究中表层土不同植被恢复模式土壤 N:P 以>2 mm 的大团聚体和<0.053 mm 的微团聚体中较大,表明大团聚体和微团聚体受 P 限制作用更严重。

土壤团聚体 C:N、C:P 及 N:P 均随着土层深度的增加而减小,且存在显著性差异($p<0.05$),主要是由于土壤 P 较为稳定,而土壤 C、N 主要来自于地上凋落物、腐殖质的输入,以及地下根系的分解,随着土层的增加会不断地减小,且不同植被恢复模式土壤养分含量存在差异。

4 结论

(1)不同植被恢复模式对土壤养分的改善作用主要集中于表层土壤;较小粒径的团聚体对土壤养分具有较强的固持能力,小粒径团聚体 C、N、P 含量总体较高,且存在显著差异。土壤 C 与 N 的消长趋势一致。

(2)对土壤养土壤团聚体 C、N、P 间存在呈极显著正相关关系($p<0.01$),团聚体 C、N 与 C:N、C:P 及 N:P 均呈极显著正相关关系($p<0.01$),土壤团聚体 C、N 和化学计量特征对土壤养分具有较强的表征作用。本研究中,土壤 N:P 值总体较高,经相关性分析表明,该地区植被生长主要受土壤磷限制且大团聚体和微团聚体受 P 限制作用更严重。

(3)各植被恢复模式土壤 C、N、P 含量总体以马木混交林及湿地松纯林较高,表明马木混交林和湿地松纯林都能够有效改善土壤质量。

马木混交林>2 mm 土壤团聚体含量显著高于其他恢复模式($p<0.05$),表明马木混交林能够有效改善土壤结构。因此在后期植被恢复工作中优先选择马木混交林模式。

参考文献:

[1] Raiesi F. Soil properties and C dynamics in abandoned and cultivated farmlands in a semi-arid ecosystem[J]. Plant and Soil,2012,351(1/2):161-175.

[2] 王昭艳,左长清,曹文洪,等.红壤丘陵区不同植被恢复

模式土壤理化性质相关分析[J].土壤学报,2011,48(4):715-724.

[3] 孙涛,刘艺杉,孙崇玉,等.石灰岩山地植被恢复对土壤水稳性团聚体的影响[J].草业科学,2018,35(6):1361-1367.

[4] 袁俊吉,蒋先军,胡宇,等.不同植被覆盖对养分在土壤水稳性团聚体中分布特征的影响[J].水土保持学报,2009,23(6):112-117.

[5] 陈国靖,蔡进军,马璠,等.宁夏黄土丘陵区典型林草植被类型对土壤水稳性团聚体的影响[J].水土保持研究,2018,25(5):49-53.

[6] 王芳,国先涛,董双林,等.水域生态系统生态化学计量学研究进展[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2015,45(12):16-23.

[7] 李玮,郑子成,李廷轩,等.不同植茶年限土壤团聚体碳氮磷生态化学计量学特征[J].应用生态学报,2015,26(1):9-16.

[8] Xiao S S, Zhang W, Ye Y Y, et al. Soil aggregate mediates the impacts of land uses on organic carbon, total nitrogen, and microbial activity in a Karst ecosystem [J].Scientific Reports,2017,7:e41402.

[9] Xu X, Li D J, Cheng X L, et al. Carbon: nitrogen stoichiometry following afforestation: A global synthesis [J].Scientific Reports,2016,6(1):19117.

[10] 刘威,王春燕,黄丽,等.侵蚀红壤中结合态腐殖质及其与水稳性团聚体的关系[J].土壤,2014,46(3):458-465.

[11] 柴旭光.不同林分组成对林地土壤物理性质的影响[J].防护林科技,2016(8):46-47.

[12] 家伟,聂富育,杨万勤,等.四川盆地西缘 4 种人工林土壤团聚体碳氮磷生态化学计量学特征[J].应用与环境生物学报,2018,24(1):112-118.

[13] Wang S Q, Li T X, Zheng Z C. Effect of tea plantation age on the distribution of soil organic carbon and nutrient within micro-aggregates in the hilly region of western Sichuan, China [J].Ecological Engineering, 2016, 90:113-119.

[14] 荣丽,李守剑,李贤伟,等.不同退耕模式细根(草根)分解过程中 C 动态及土壤活性有机碳的变化[J].生态学报,2010,31(1):137-144.

[15] Suuster E, Ritz C, Roostalu H, et al. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils[J].Geoderma,2011,163(1/2):1-82.

[16] 柴华,何念鹏.中国土壤容重特征及其对区域碳贮量估算的意义[J].生态学报,2016,36(13):3903-3910.

[17] 王华静,宁龙梅,徐留兴,等.川西北高寒地区土壤有机碳含量垂直分布特征[J].土壤通报,2012,43(1):76-80.

[18] 田雨,庄莹,曹义,等.雾灵山低山区土地利用类型对土壤理化性质的影响[J].水土保持研究,2012,19(6):41-44.

[19] 郑子成,何淑勤,王永东,等.不同土地利用方式下土壤团聚体中养分的分布特征[J].水土保持学报,2010,24(3):170-174.

久性和生物有效性之间的关系[J].农药学学报,2016,18(5):633-643.

[4] 瞿梦洁,李慧冬,刘伟,等.水土环境介质中阿特拉津修复过程研究进展[J].生态毒理学报,2017,12(4):119-128.

[5] 边炜涛,马秀兰,王富民,等.环丙沙星在盐碱土中吸附特性的研究[J].农业环境科学学报,2016,35(10):1953-1959.

[6] Huang Y F, Liu Z Z, He Y, et al. Quantifying effects of primary parameters on adsorption-desorption of atrazine in soils [J].Journal of Soils and Sediments,2013,13(1):82-93.

[7] 龚香宜,何炎志,孙云雷.有机氯农药在农田土壤中的吸附解吸特征[J].环境科学与技术,2014,37(12):16-19.

[8] 张燕飞,蔡磊明,赵华,等.乙草胺在 3 种土壤中的吸附和解吸附特性[J].农药,2015,54(2):98-102.

[9] 黄丽,杨华,孙康,等.活性炭对丁酮的吸附动力学研究[J].生物质化学工程,2017,51(5):29-35.

[10] 石健,邹开云,丁建东.阿特拉津在土壤中的解吸行为研究[J].安徽农业科学,2010,38(12):6441-6443.

[11] 姜蕾,贾林贤,林靖凌,等.土壤有机质、pH 值和表面活性剂对杀菌剂戊菌唑在土壤中吸附与解吸行为的影响[J].农药,2015,54(12):906-910.

[12] 黄玉芬,刘忠珍,李衍亮,等.土壤矿物和胡敏酸对阿特拉津的吸附—解吸作用研究[J].土壤学报,2016,53(1):155-165.

[13] 徐志英,任莉,陈小军,等.鱼藤酮在 3 种土壤中的吸附—解吸附特性[J].农药学学报,2018,20(1):110-117.

[14] 王金贵,吕家珑,曹莹菲.镉和铅在 2 种典型土壤中的吸附及其与温度的关系[J].水土保持学报,2011,25(6):254-259.

[15] 汪玉,司友斌.纳米粘土矿物对阿特拉津的吸附—解吸特性研究[J].农业环境科学学报,2009,28(1):125-129.

[16] 陈成,刘廷凤,孙成.土壤中铜与阿特拉津交互作用下的吸附行为研究[J].农业环境科学学报,2016,35(7):1294-1299.

[17] 王玉军,李文朋,张铎,等.阿特拉津在土柱中的淋溶规律研究[J].水土保持学报,2011,25(3):254-256.

[18] Huang Y F, Liu Z Z, He Y, et al. Impact of soil primary size fractions on sorption and desorption of atrazine on organo-mineral fractions [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22 (6): 4396-4405.

[19] 吴蓓蓓.生物炭增强土壤吸附阿特拉津的作用及机理[D].杭州:浙江大学,2016.

[20] 李玉梅,王根林,刘征宇,等.生物炭对土壤中莠去津残留消减的影响[J].作物杂志,2014(2):137-141.

(上接第 195 页)

[20] 王景燕,龚伟,胡庭兴.川南坡地不同退耕模式对土壤腐殖质及团聚体碳和氮的影响[J].水土保持学报,2012,26(2):155-160.

[21] 王宁,张有利,王百田,等.山西省油松林生态系统碳氮磷化学计量特征[J].水土保持研究,2015,22(1):72-79.

[22] 张亚冰,吕文强,周传艳,等.贵州月亮山 5 个优势树种叶片与土壤生态化学计量特征[J].水土保持研究,2017,24(5):182-188.

[23] 曾全超,李鑫,董扬红,等.黄土高原延河流域不同植被类型下土壤生态化学计量学特征[J].自然资源学报,2016,31(11):1881-1891.

[24] Tian H Q, Chen G S, Zhang C, et al. Pattern and variation of C : N : P ratios in China's soils: A synthesis of observational data[J].Biogeochemistry,2010,98(1/3):139-151.

[25] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of world[J].European Journal of Soil Science,2014,65(1):2-3.

[26] 冯春晓,艾应伟,王克秀,等.恢复年限对裸露边坡土壤团聚体颗粒和碳、氮、磷分布的影响[J].水土保持学报,2015,29(5):156-161.

[27] 曾全超,李鑫,董扬红,等.陕北黄土高原土壤性质及其生态化学计量的纬度变化特征[J].自然资源学报,2015,30(5):870-879.

[28] Jiao F, Wen Z M, An S S, et al. Successional changes in soil stoichiometry after land abandonment in Loess Plateau, China [J]. Ecological Engineering, 2013, 58(10):249-254.

[29] 王维奇,全川,贾瑞霞,等.不同淹水频率下湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征[J].水土保持学报,2010,24(3):238-242.