

DOI:10.12403/j.1001-1498.20230466

杉阔混交和林下套种对土壤氮矿化的影响

高 畅¹, 付若仙¹, 沐炜杰¹, 陈良喜², 吴望榕², 俞元春^{1*}

(1. 南京林业大学 生态与环境学院/南方现代林业协同创新中心, 江苏 南京 210037;

2. 福建省南平葫芦山国有林场, 福建 南平 353015)

摘要: [目的] 与阔叶树混交是提升杉木人工林土壤肥力的重要措施, 探究不同杉阔混交模式下不同深度土壤氮矿化特征, 对杉木人工林土壤养分循环的研究具有重要意义。[方法] 选取两种经典混交模式的林分(杉-阔套种林、杉-阔混交林)与杉木纯林为研究对象, 测定不同深度土壤(0~5 cm、5~20 cm、20~40 cm、40~60 cm)的理化性质、有效氮含量及氮矿化速率。[结果] 0~5 cm 土层的净氮矿化速率显著高于其他土层。混交和套种显著提高了 0~5 cm 土壤有效氮含量与净氮矿化速率。与杉木纯林相比, 杉-阔套种林的土壤净氮矿化速率增加了 111.19%, 杉-阔混交林的土壤净氮矿化速率增加了 70.73%。RDA 分析表明: 总碳和总氮含量是影响杉木人工林土壤氮矿化速率的主要因素, 土壤含水率、碳氮比、可溶性有机碳和可溶性有机氮等对土壤氮矿化速率也有影响。相关性分析表明氮矿化速率最显著的 0~5 cm 土壤的碳氮比是净氮矿化速率的重要影响因素, 而土壤理化性质在不同土层间对氮矿化的影响不同。[结论] 土壤氮矿化与土壤深度密切相关, 其主要发生在浅表层土壤且受多种土壤性质影响。杉阔混交和套种可以促进土壤氮矿化, 对土壤氮矿化过程的正向影响利于维持和提升杉木人工林地的土壤肥力。

关键词: 杉木人工林; 杉阔混交; 套种; 土壤氮矿化

中图分类号: S714.6

文献标识码: A

文章编号: 1001-1498(2024)05-0023-10

氮素是森林土壤营养元素最重要的组分之一^[1]。土壤中 95% 以上的氮以有机氮的形式存在^[2], 但有机氮只有经过氨化和硝化等矿化作用转化为无机氮才能被植物吸收利用^[3]。土壤氮矿化过程是土壤-植物养分循环过程中的重要环节。氮矿化速率是评估土壤有效氮供应能力的关键指标^[4], 研究森林土壤的氮矿化速率及其影响因素对了解土壤有效氮供应有重要意义。土壤氮矿化过程主要是由微生物主导的生物化学过程, 微生物对生存环境的敏感性介导了氮矿化过程对土壤环境变化的反馈^[5-6]。有研究表明土壤氮矿化过程受环境因素的影响较大, 如 pH、温度、湿度、其余土壤理化性质等^[7-9]。并且这些因素常与土壤深度密切相关, 土壤垂直尺度上的差别预计会导致氮矿化过程

在不同土层中产生差异^[10-11]。

杉木 (*Cunninghamia lanceolate* (Lamb. Hook)) 是我国重要的用材树种^[12]。但纯林连栽模式会导致土壤肥力下降、生产力和生物多样性降低等生态问题^[13-14]。近年来, 为缓解纯林造林模式带来的不利影响, 杉木与阔叶树种混交的造林模式被广泛认可^[15]。除营造同龄混交林外, 在杉木纯林下套种阔叶树来营造异龄混交林也是一种混交方式, 这样既能调整林分结构还能利用林分内剩余空间来提升林业生产资源的多样性^[16]。大量研究证明混交可以提升杉木人工林土壤氮养分^[17-18]。不同混交模式会对土壤的氮分布和转化产生不同影响^[19], 不同树种混交通过凋落物、根系分泌物和自身生长对土壤理化性质及微生物群落的调控来影响土壤氮矿

收稿日期: 2023-12-02 修回日期: 2024-01-17

基金项目: 国家“十四五”重点研发计划项目(2021YFD2201304); 江苏高校优势学科建设工程资助项目(PAPD)

* 通讯作者: 俞元春, 教授, 博士生导师, 主要研究方向: 森林土壤。电话: 13951010679 E-mail: ycyu@njfu.edu.cn

化过程^[6,20]。但目前混交对杉木人工林土壤氮矿化影响的方向及程度并未有统一结论，目前的研究中也较少讨论混交林土壤氮矿化的垂直异质性^[21]，且土壤理化性质对不同深度土壤氮矿化的相对重要性仍未可知。为此，选取两种典型杉阔混交模式的林分与杉木纯林作为研究对象，对林下不同深度土壤（0~5 cm、5~20 cm、20~40 cm、40~60 cm）的氮矿化速率、有效氮和理化性质进行测定，来探讨混交和套种对杉木人工林土壤氮矿化的影响，为维持和提升杉木人工林土壤肥力提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于福建省南平市葫芦山国有林场（27°17' N，118°01' E）。该地区属亚热带海洋性季风型气候，光照充足，气候温和，雨水充沛，年平均气温在 17~19 ℃，年均降雨量和年均蒸发量分别为 1669 mm 和 1413 mm，年均相对湿度 81%。葫芦山林场土壤以红壤为主，土层厚度在 100 cm 以上。林下植被主要有芒萁（*Dicranopteris*

dichotoma (Thunb.) Bernh)、五节芒（*Miscanthus floridulus* (Lab.) Warb.）、鹧鸪草（*Eriachne pallescens* R. Br.）、狗脊（*Woodwardia japonica* (L. F.) Sm.）、黄瑞木（*Adinandra millettii*）等。

1.2 试验设计与样品采集

选择杉木纯林及两种典型营造杉阔混交林模式的林分作为研究对象：第一种是将杉木和阔叶树种同期混合种植（杉-阔混交）；第二种是对杉木纯林进行间伐后补植阔叶树种（杉-阔套种）。本文中杉-阔混交林中的阔叶树为米老排，学名壳菜果（*Mytilaria laosensis* Lecomte），该树种萌芽力强并且喜温喜热，是南方常见的优势阔叶树种。杉-阔套种林中的阔叶树为闽楠（*Phoebe bournei* (Hemsl.) Yen C. Yang），是珍贵用材树种且耐阴，适用于杉-阔套种林的营造。本研究选取的林分均为同批种植的二代杉木林，现为林龄 ≥ 30 a 的成熟林。3 种林分的初值密度均为 2687~2985 株·hm⁻²，纯林及杉-阔混交林经历两次间伐，杉-阔套种林经历 3 次间伐，每次间伐强度 25%~50%。不同林分间的地理位置邻近、立地条件相似。林分基本情况信息详见表 1。

表 1 样地基本情况
Table 1 General situation of sample plots

林分类型 Stand type	海拔 Altitude /m	坡度 Slope /(°)	坡向 Aspect	杉木林龄 Age/a	阔叶树林龄 Age/a	杉木平均胸径 Average DBH/cm	杉木密度 /(株·hm ⁻²) Density	阔叶树密度 /(株·hm ⁻²) Density	郁闭度 Canopy density
杉木纯林	289	24	南	35	—	27.21	550	—	0.7
杉-阔套种林	292	20	东南	31	4	31.45	260	955	0.6
杉-阔混交林	293	22	东南	32	32	29.48	420	120	0.8

本研究于 2022 年 9 月进行取样，在杉木纯林、杉-阔套种林、杉-阔混交林内分别设置 3 个 20 m×20 m 的样地，每个样地内按照“S”型采样法随机选取 5 个采样点用土钻取样，分别采集了 0~5 cm、5~20 cm、20~40 cm、40~60 cm 的土壤，并将同一样地内的土壤样品分土层混合均匀。将土壤样品置于放有冰袋的保温箱内运送至实验室。去除可见根、石砾和动物残体并过 2 mm 筛后，部分放入密封袋于 4 ℃ 冰箱保存，部分放入晾土室风干，用于后续理化性质分析及培养实验。

1.3 指标测定

1.3.1 土壤理化性质 烘干法测量土壤含水率（SW）；电极法测定 pH 值（水土比 2.5 : 1）；用

1 mol·L⁻¹ 的 KCL 溶液浸提新鲜土样后用连续流动分析仪（Skalar San ++，荷兰）测定铵态氮（NH₄⁺-N）、硝态氮（NO₃⁻-N）；可溶性有机碳、氮（DOC、DON）用 0.5 mol·L⁻¹ 的 K₂SO₄ 溶液浸提新鲜土样并离心后过 0.45 μm 孔径的滤膜，用 TOC-VCPN 自动分析仪（岛津，日本）测定；氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提法测定新鲜土壤微生物生物量碳、氮（MBC、MBN）；将风干后的土壤过 0.149 mm 筛后用元素分析仪（Elemental EL MAX CNS analyzer，德国）测量土壤内的总氮（TN）、总碳（TC）含量。

1.3.2 土壤氮矿化速率 土壤氮矿化速率采取好气培养法培养，取相当于 10 g 干土质量的新鲜土

壤置于培养瓶中, 调节含水量为田间最大持水量的 60%。用透气的无菌封口膜封口, 在 25 ℃ 的培养箱中培养 28 d, 期间每 48 h 添加去离子水以维持土壤含水量。培养完成后立即测定样品内铵态氮和硝态氮的含量。根据培养前后铵态氮和硝态氮含量的差值计算净氮矿化速率 ($N_{\min}$)、净氨化速率 (N_{amm}) 和净硝化速率 (N_{nit})。如氮矿化速率为正值代表土壤有机氮释放, 为负值则代表铵态氮和硝态氮被固定或消耗。计算公式如下 (单位为 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$):

$$N_{\min} = (c_{\text{AN-a}} + c_{\text{NN-a}} - c_{\text{AN-b}} - c_{\text{NN-b}})/t$$
$$N_{\text{amm}} = (c_{\text{AN-a}} - c_{\text{AN-b}})/t$$
$$N_{\text{nit}} = (c_{\text{NN-a}} - c_{\text{NN-b}})/t$$

式中, $c_{\text{AN-a}}$ 代表培养后铵态氮含量, $c_{\text{NN-a}}$ 代表培养后硝态氮含量, $c_{\text{AN-b}}$ 代表培养前铵态氮含量, $c_{\text{NN-b}}$ 代表培养前硝态氮含量, t 代表时间/d。

1.4 数据处理与分析

用 Excel 2016 对数据进行整理及计算, SPSS 26 软件对数据进行单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和 Duncan 多重比较分析不同林分类型、不同深度土层下各变量的差异性 ($p<0.05$), 利用 Pearson 相关分析对各指标进行相关

性分析, 采用 R 语言中的“vegan”包对土壤氮矿化速率和理化性质进行冗余分析 (redundancy analysis, RDA)。使用 Origin2023b 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 杉阔套种、混交对不同深度土壤理化性质的影响

相比于纯林, 杉-阔混交林的土壤 pH 值在 0~40 cm 土层内均显著降低 ($p<0.01$), 杉-阔套种林的土壤 pH 在 0~5 cm 土层显著低于杉木纯林 ($p<0.01$)。杉-阔混交林整体土层的含水量与纯林相较更高, 杉-阔套种林在 0~20 cm 土壤深度内的含水率 (SW) 显著低于纯林 ($p<0.01$)。对比纯林, 杉-阔混交林中四个土层的总碳 (TC)、总氮 (TN) 含量均显著增加 ($p<0.01$)。杉-阔套种林的 TC 含量对比纯林在 0~5 cm 土层显著降低, 在其余土层均显著增加 ($p<0.01$), TN 含量在 5~20 cm 和 20~40 cm 土层中显著增加 ($p<0.01$)。杉-阔混交林和杉-阔套种林相比杉木纯林在 0~5 cm 土层的土壤碳氮比显著降低 ($p<0.01$), 但在其它土层均显著增加 ($p<0.01$) (表 2)。

表 2 不同林分类型下不同深度土壤基本理化性质

Table 2 Basic physical and chemical properties of soils at different depths in different stand types

林分类型 Stand type	土层深度 Soil layer/cm	pH	含水率 / % SW	总碳 TC/(g·kg ⁻¹)	总氮 TN/(g·kg ⁻¹)	碳氮比 C/N
杉木纯林	0~5	5.50 ± 0.18Aa	16.38 ± 1.51Bc	32.47 ± 0.95Ba	2.17 ± 0.05Ba	14.99 ± 0.27Aa
	5~20	5.08 ± 0.09Ab	20.90 ± 0.43Bb	13.03 ± 0.07Cb	1.08 ± 0.01Cb	12.10 ± 0.05Cb
	20~40	4.96 ± 0.07Bb	23.61 ± 0.50Ba	8.66 ± 0.19Cc	0.87 ± 0.01Cc	9.92 ± 0.09Cc
	40~60	5.03 ± 0.03Ab	22.65 ± 0.44Ba	6.36 ± 0.13Cd	0.69 ± 0.01Bd	9.20 ± 0.08Bd
杉-阔套种林	0~5	5.26 ± 0.06Ba	12.47 ± 0.47Cc	28.66 ± 0.17Ca	2.21 ± 0.02Ba	13.60 ± 0.04Ca
	5~20	5.06 ± 0.02Ab	16.45 ± 1.61Cb	22.07 ± 0.06Bb	1.63 ± 0.03Bb	13.58 ± 0.16Ba
	20~40	5.10 ± 0.02Ab	23.43 ± 2.06Ba	12.82 ± 0.09Bc	1.03 ± 0.01Bc	12.41 ± 0.08Bb
	40~60	5.18 ± 0.11Aab	23.46 ± 1.84ABa	7.30 ± 0.09Bd	0.67 ± 0.06Bd	10.98 ± 0.78Ac
杉-阔混交林	0~5	4.78 ± 0.04Cb	23.63 ± 1.04Ab	48.58 ± 0.53Aa	3.37 ± 0.02Aa	14.42 ± 0.09Ba
	5~20	4.77 ± 0.08Bb	27.16 ± 1.70Aa	26.39 ± 0.17Ab	1.84 ± 0.01Ab	14.38 ± 0.02Aa
	20~40	4.72 ± 0.01Cb	27.59 ± 1.33Aa	18.11 ± 0.13Ac	1.30 ± 0.01Ac	13.95 ± 0.02Ab
	40~60	5.00 ± 0.12Aa	29.34 ± 0.96Aa	10.99 ± 0.06Ad	1.01 ± 0.01Ad	10.90 ± 0.10Ac

注: 大写字母代表同一土层不同林分类型之间的差异 ($p<0.05$), 小写字母代表同一林分类型不同土层之间的差异 ($p<0.05$)。下同

Notes: Uppercase letters represent differences between different stand types in the same soil layer ($p<0.05$), and lowercase letters represent differences between different soil layers in the same stand type ($p<0.05$). The same below

图 1 表明, 杉-阔套种林的土壤可溶性有机碳、氮 (DOC、DON) 含量对比纯林在 5~20 cm、20~40 cm 土层均显著降低 ($p<0.01$), 而杉-阔混交林的 DOC、DON 含量在各土层均显著增加

($p<0.05$)。杉-阔混交林的土壤微生物生物量碳、氮 (MBC、MBN) 含量在全土层中均高于杉木纯林, 在 0~5 cm、5~20 cm 层差异显著 ($p<$

0.01)。杉-阔套种林的 MBC 含量在 5~20 cm 土层与杉木纯林相比显著增加 ($p<0.01$)。

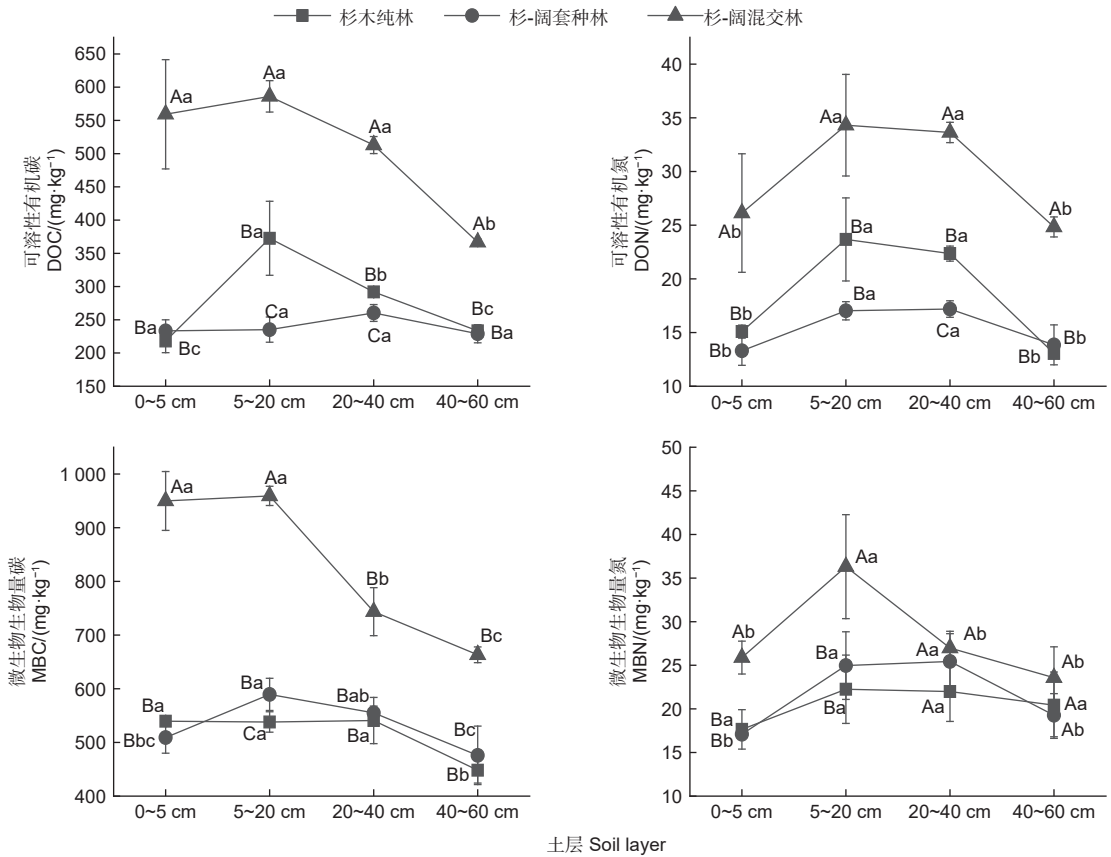


图 1 不同林分类型下不同深度土壤的活性有机碳、氮含量

Fig. 1 Reactive organic carbon and nitrogen content of soils at different depths under different stand types

2.2 杉阔混交、套种对不同深度土壤有效氮的影响

如图 2 所示, 相比于杉木纯林, 杉-阔套种林 0~5 cm 和 5~20 cm 土层的硝态氮 (NO_3^- -N) 含量分别提高了 74.71% 和 186.39% ($p<0.01$)。杉-阔套种林的土壤铵态氮 (NH_4^+ -N) 含量在 20~40 cm 层显著高于纯林 64.09% ($p<0.01$), 杉-阔混交林的 NH_4^+ -N 含量在 0~5 cm、20~40 cm 土层中对比纯林增加了 114.82% 和 56.83% ($p<0.01$)。3 种林分类型的 NO_3^- -N 含量在 0~5 cm 土层均显著高于其它 3 层 ($p<0.01$), NH_4^+ -N 含量随土层深度增加而减少。

2.3 杉阔混交、套种对不同深度土壤氮矿化速率的影响

2.3.1 净氮矿化速率 3 种林分内的土壤净矿化速率在土壤深度层面上均发生了显著变异 ($p<0.01$)。由图 3 知, 所有林分类型下土壤氮

矿化过程均主要发生在 0~5 cm 层的土壤中。在净氮矿化速率最高的 0~5 cm 层中, 与杉木纯林相比, 杉-阔套种林的土壤净矿化速率增加了 111.19% ($p<0.01$), 杉-阔混交林的土壤净氮矿化速率增加了 70.73% ($p<0.01$)。在杉-阔套种林中, 其余土层的净氮矿化速率相比纯林均显著增加 ($p<0.01$)。在杉-阔混交林中 20~40 cm 土层的净矿化速率相比纯林显著降低 ($p<0.01$), 而 40~60 cm 的净矿化速率显著增加 ($p<0.01$)。

2.3.2 净硝化速率 所有林分类型中土壤净硝化速率均为 0~5 cm 层的土壤中最, 其它土层间的土壤净硝化速率也存在显著差异但与 0~5 cm 层相较数值较小 ($p<0.01$)。在净硝化速率最高的 0~5 cm 层中, 与杉木纯林相比, 杉-阔套种林的土壤净硝化速率增加了 59.92% ($p<0.01$), 杉-阔混交林增加了 83.4% ($p<0.01$)。在净硝化速

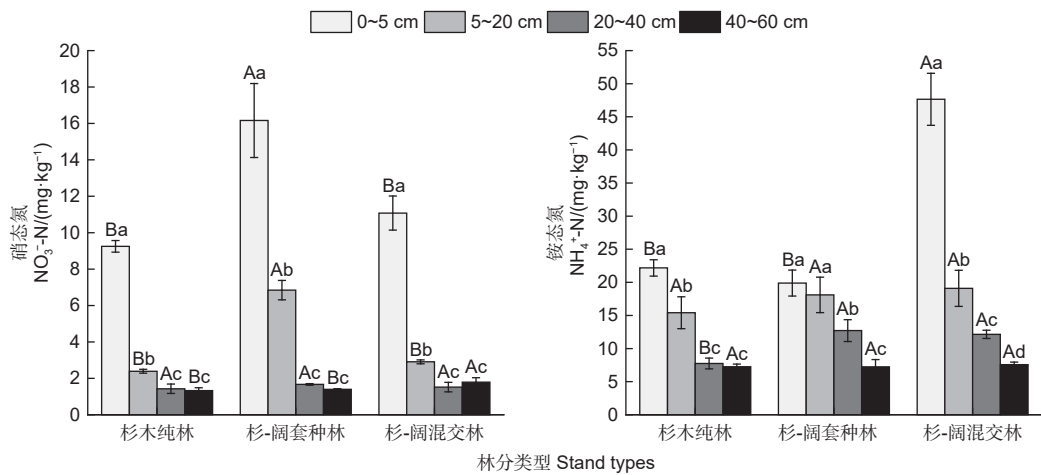


图 2 不同林分类型下不同深度土壤的有效氮含量

Fig. 2 Soil available nitrogen content at different depths under different stand types

率较低的土层中, 杉-阔套种林在 5~20 cm 层相比纯林显著增加 ($p<0.01$)。

2.3.3 净铵化速率 在 3 种林分类型中, 大部分土层的净氮化速率整体为负值, 且土壤净氮化速率均在 0~5 cm 最低 ($p<0.01$), 随着土壤深度的增加大致呈现出增加的趋势。在 0~5 cm 土层中, 杉-阔混交林中的土壤净氮化速率显著低于杉木纯林 ($p<0.01$)。杉-阔套种林在 20~60 cm 土层的土壤净氮化速率均显著高于纯林 ($p<0.01$)。

2.4 不同林分类型下土壤环境因子对氮矿化速率的影响

为了探究土壤环境因子对土壤氮矿化速率的解釋率和排序特征进行了冗余分析 (图 4)。结果表明, 3 种林分类型中的土壤环境因子对氮矿化速率的总解釋率均达 95% 以上。3 种林分类型的土壤 TC、TN 与净氮矿化速率具有紧密的正相关关系, 且对氮矿化速率具有最高的解釋率, 是影响土壤氮矿化的最重要因素。净氮矿化速率与 SW 呈负相关而与 pH 呈正相关。在杉-阔套种林与杉木纯林中 C/N 与净氮矿化速率具有较强的正相关。DOC 在杉木纯林、杉-阔混交林中与净氮矿化速率存在负相关。DON 在杉-阔套种林、杉-阔混交林中与净氮矿化速率存在负相关。MBC、MBN 对 3 种类型林分土壤的氮矿化速率也有不同影响但影响程度较低。土壤环境因子与净硝化速率的关系大致同净氮矿化速率一致, 而与净氮化速率则多数相反。

土壤理化性质在不同土层间对氮矿化具有不同影响 (表 3)。净氮矿化速率在 0~5 cm 土层与

C/N 呈显著负相关; 在 5~20 cm 土层与 DOC、DON 及 SW 呈显著负相关; 在 20~40 cm 土层与 MBC、DOC、DON 呈显著负相关, 与 pH 呈显著正相关; 在 40~60 cm 土层与 C/N 呈显著正相关。净氮化速率与净硝化速率在不同土层与理化性质的相关性也存在差异。

3 讨论

3.1 杉阔混交、套种对不同深度土壤有效氮含量的影响

土壤中的无机氮是能被植物直接吸收利用的氮, 其含量是评价土壤供氮能力的重要指标^[22], 通常将土壤内的铵态氮与硝态氮视为土壤内主要的有效氮^[23]。本研究中 3 种林分的铵态氮、硝态氮含量均随土层加深而减少, 这是因为凋落物的回归发生在土壤表层。一般来说, 土壤氮素最主要的来源是凋落物^[24], 并且通常表层土壤的环境更利于微生物驱动的一系列养分循环活动^[25]。

不同林分类型主要通过凋落物、根系的输入与分解, 以及地上植物的吸收利用和微生物对氮循环过程的调控来影响土壤中的有效氮含量^[26]。杉-阔套种提高了 0~5 cm 与 5~20 cm 土壤的硝态氮含量, 这是由于显著提升的硝化速率促进了更多硝态氮的产生, 同时低含水率阻碍了植物根系的对硝态氮的吸收消耗^[27]。杉-阔混交林的净硝化速率在多土层中显著高于纯林, 但未发现土壤硝态氮显著累积, 这可能是因为米老排的速生习性导致对硝态氮的吸收利用需求较大。与杉木纯林相比, 杉-阔套种和杉-阔混交林 20~40 cm 土层中的铵态氮含量

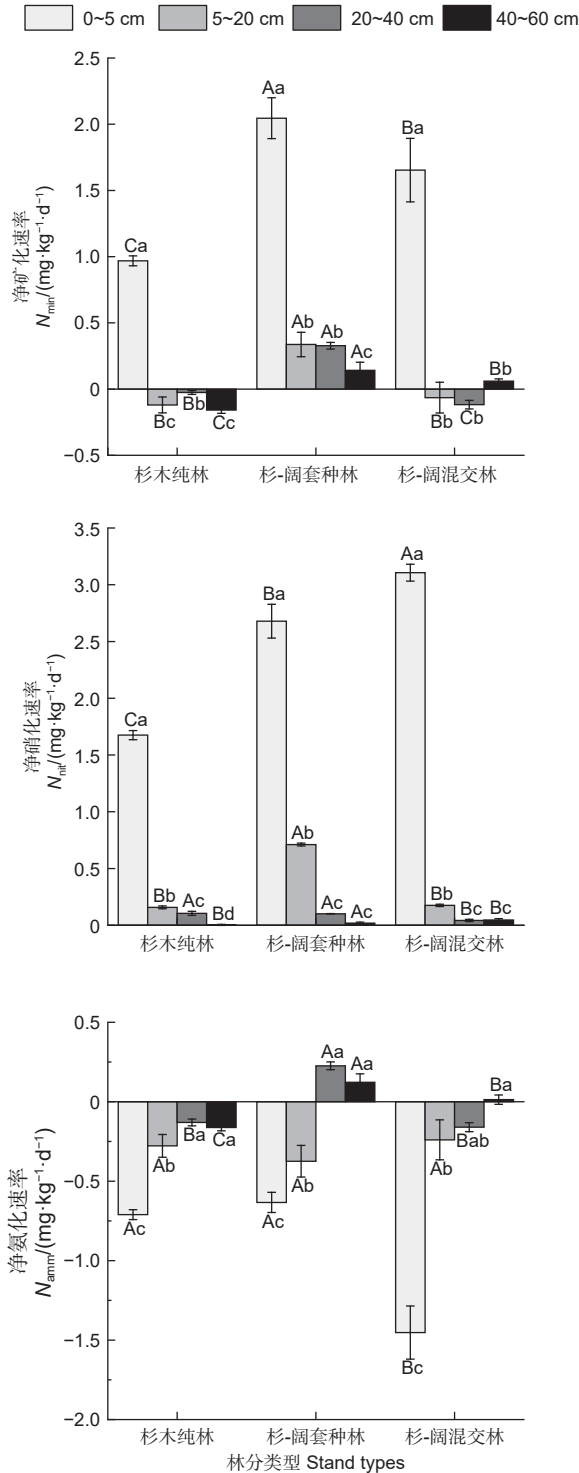


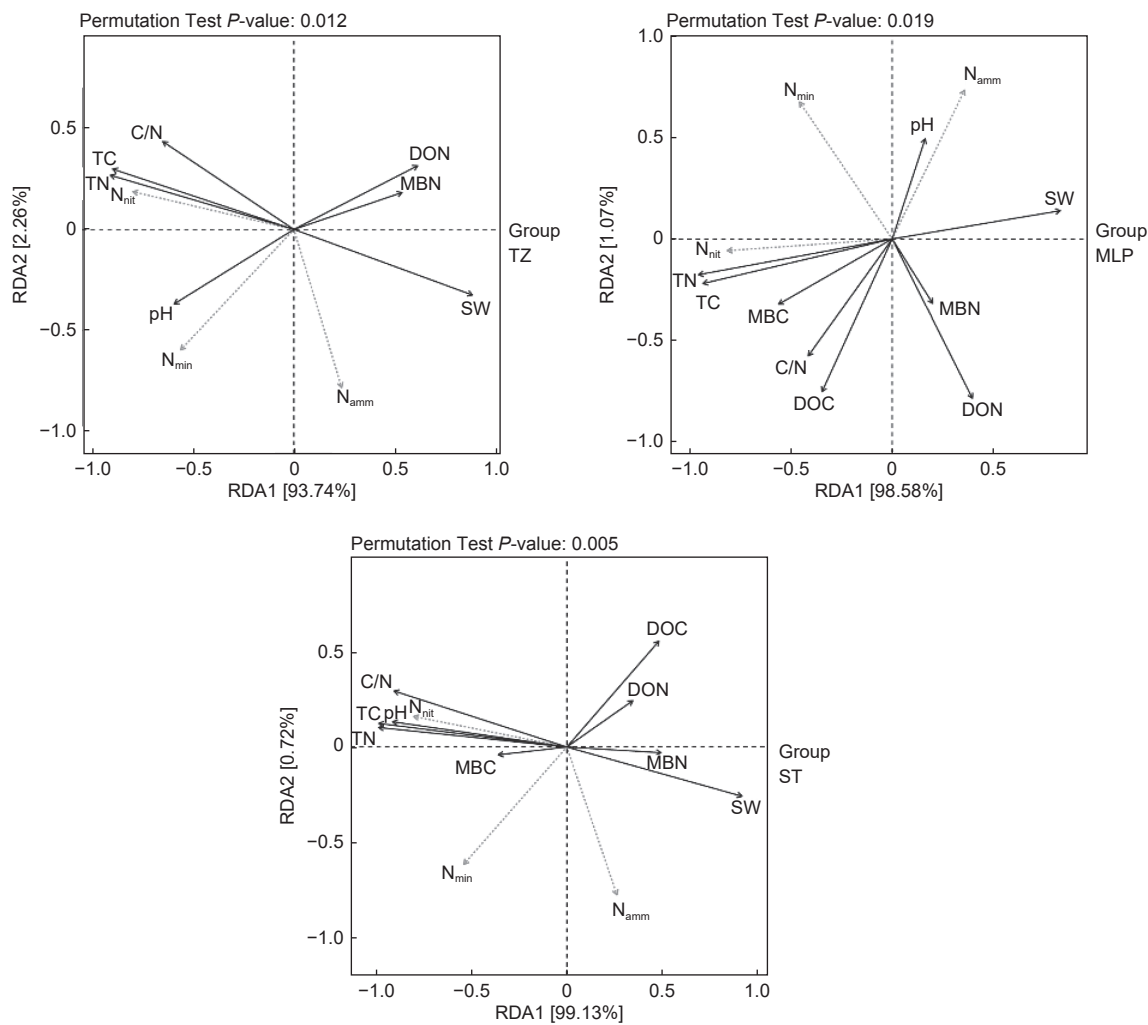
图 3 不同林分类型下不同深度土壤的氮矿化速率

Fig. 3 Nitrogen mineralization rates of soil at different depths under different stand types

3.2 杉阔混交、套种对不同深度土壤氮矿化特征的影响

本研究表明土壤氮矿化过程中硝化作用对净氮矿化速率的贡献率更高，而净氨化速率多数为负数，这与许多研究结果一致^[3,29]，可能是因为氨化作用导致的铵态氮累积为硝化作用提供了反应底物^[30]。有研究表明，在微生物对无机氮的固持作用中铵态氮被明显偏爱^[4]，而当微生物分解有机氮所产生的铵态氮超过了植物和微生物所吸收的量时，铵态氮就会转变为硝态氮^[31]。且据报道亚热带酸性红壤中的异养硝化作用更强，且主导自养硝化作用的微生物在酸性红壤环境下适应良好^[32]。本研究结果显示 3 种林分类型的土壤净氮矿化速率均在 0~5 cm 土层最高，说明土壤氮矿化作用主要发生在浅表层。首先凋落物的积累和分解主要在土壤的浅表层发生，其释放的有机质既包含氮矿化作用的底物，又是微生物生命活动的能量来源。本研究中，净氮矿化速率与土壤中的总碳、总氮有显著相关性，且其含量随着土层深度显著降低，这表明有机质更丰富是 0~5 cm 土层矿化速率高的重要原因。其次，本研究显示净矿化速率与土壤含水量呈负相关，表层土壤相比下部土壤具有更好的透水透气性，这有利于微生物在表层聚集并保持活性进而对土壤氮矿化过程有促进作用^[33]。

在矿化作用最为显著的浅表层土壤中，杉-阔套种林和杉-阔混交林的净矿化速率与净硝化速率均显著高于杉木纯林，这证实了营造混交林会促进杉木纯林的土壤氮矿化作用。苏波^[34]等人对针叶林与针阔混交林的研究中同样认为混交经营提升了氮矿化作用和土壤供氮能力，并发现这种差异是由林下微环境以及土壤环境因子变化所导致的。首先，混交阔叶树种通常会增加凋落物的数量和质量，而凋落物是森林将养分回归给土壤的最主要来源^[35]。在本研究中，杉-阔混交林的土壤总碳、总氮的含量均显著高于杉木纯林，凋落物分解后所带来的土壤有机质增加有利于混交林土壤氮矿化速率的提高。其次，利用相关分析发现 0~5 cm 土层土壤的净氮矿化速率与碳氮比呈显著负相关。通常认为在一定范围内，土壤碳氮比低代表着有机质更易被分解，也就是有机质的矿化速率更快^[36]。由于杉木的凋落物含有较多的木质素、纤维素、单宁等物质，不利于微生物的分解利用，而阔叶树凋落物



注: ST: 杉木纯林; TZ: 杉-阔套种林; MLP: 杉-阔混交林

Note: ST: Pure chinese fir plantation. TZ: Mixed forests formed by replanting broad-leaved trees in the understory of pure forests after intercutting. MLP: Mixed forests formed by simultaneous planting of Chinese fir and broad-leaved trees

图 4 不同林分类型土壤理化性质与氮矿化速率间的冗余分析

Fig. 4 Redundancy analysis between soil physicochemical properties and nitrogen mineralization rate under different stand types

木质素、纤维素含量较少更易被微生物分解^[37]。所以 0~5 cm 土层碳氮比低也是造成套种和混交林的净氮矿化速率高于杉木纯林的原因之一。

氮转化速率取决于土壤中微生物活性的高低^[38]。本研究中显示 0~5 cm 和 5~20 cm 土层的土壤氮矿化速率与微生物量碳、氮含量的相关性较弱,这有可能是因为混交效应更多的是激发了微生物的活性而不是增加微生物数量。Holems 等^[39]研究也表明,相比于土壤微生物量,微生物的活性似乎是导致土壤净氮矿化在不同季节变异的更重要因素。在本研究中,可溶性有机碳、氮在不同林分及土层中与净氮矿化速率呈负相关,代表微生物进行矿化作用时会消耗活性碳氮。相比于杉木纯林,

杉-阔套种林中能够被微生物快速利用的可溶性有机碳、氮显著降低而微生物量未显著增加,表明微生物对活性碳源的消耗更多地用于维持生产活动而不是繁殖,这成为混交效应下有机氮矿化提升的潜在原因。

4 结论

杉阔混交和林下套种可以促进杉木人工林土壤氮矿化过程,土壤总碳和总氮的含量升高是导致混交林的土壤氮矿化速率高于纯林的重要因素。不同土壤深度的杉木人工林土壤氮矿化差异显著,0~5 cm 土层土壤氮矿化速率显著高于下层土壤,混交和套种显著降低了 0~5 cm 土层的碳氮比进

表 3 土壤净氨化速率、净硝化速率及净氮矿化速率与土壤理化性质的 Pearson 相关分析

Table 3 Pearson correlations between net ammonification, nitrification and nitrogen mineralization rates and soil propertie

0~5 cm				5~20 cm			20~40 cm			40~60 cm		
	N_{nit}	N_{amm}	N_{min}	N_{nit}	N_{amm}	N_{min}	N_{nit}	N_{amm}	N_{min}	N_{nit}	N_{amm}	N_{min}
N_{nit}	1	-0.637	0.778*	1	-0.563	0.924**	1	0.481	0.597	1	0.446	0.559
N_{amm}	-0.637	1	-0.012	-0.563	1	-0.205	0.481	1	0.991**	0.446	1	0.991**
MBN	0.651	-0.879**	0.128	-0.264	0.422	-0.118	0.751*	0.500	0.576	0.553	-0.122	-0.032
MBC	0.688*	-0.939**	0.128	-0.375	0.377	-0.269	-0.835**	-0.718*	-0.788*	0.868**	0.082	0.203
DON	0.555	-0.972**	-0.071	-0.711*	0.367	-0.673*	-0.870**	-0.776*	-0.846**	0.829**	0.233	0.337
DOC	0.721*	-0.987**	0.131	-0.760*	0.457	-0.689*	-0.921**	-0.646	-0.736*	0.817**	0.087	0.200
pH	-0.856**	0.846**	-0.421	0.392	-0.374	0.291	0.879**	0.796*	0.866**	-0.144	0.465	0.410
SW	0.435	-0.939**	-0.201	-0.771*	0.457	-0.702*	-0.763*	-0.524	-0.599	0.770*	0.214	0.311
TC	0.590	-0.963**	-0.019	0.226	0.036	0.285	-0.871**	-0.137	-0.262	0.914**	0.315	0.425
TN	0.698*	-0.970**	0.116	0.277	0.013	0.334	-0.899**	-0.208	-0.331	0.871**	0.097	0.218
C/N	-0.590	-0.162	-0.897**	0.194	0.045	0.251	-0.769*	0.068	-0.059	0.530	0.751*	0.773*

注: N_{nit} : 土壤净硝化速率; N_{amm} : 土壤净氨化速率; N_{min} : 土壤净氮矿化速率。*表示 $p<0.05$, **表示 $p<0.01$

Notes: N_{nit} : soil nitrification rate. N_{amm} : soil net ammoniation rate. N_{min} : soil net nitrogen mineralization rate. * means $p<0.05$, ** means $p<0.01$

而促进了土壤氮矿化。混交和套种对土壤氮矿化的正向影响保证了土壤对植物供应更多的有效氮, 为维持和提升杉木人工林土壤肥力和林分生产力提供养分保障。

参考文献:

[1] LIU Y , WANG C H , HE N , *et al.* A global synthesis of the rate and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization: latitudinal patterns and mechanisms[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(1): 455-464.

[2] BREMER E P . Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen. [J]. *Plant and Soil*, 1997, 190(1): 119-126.

[3] 扈明媛, 袁 野, 戴晓琴, 等. 亚热带人工林乔灌木根际土壤氮矿化特征 [J]. *植物生态学报*, 2020, 44(12): 1285-1295.

[4] 陈伏生, 曾德慧, 何兴元. 森林土壤氮素的转化与循环 [J]. *生态学杂志*, 2004,23(5): 126-133.

[5] COLOMBO F , MACDONALD C A , JEFFRIES T C , *et al.* Impact of forest management practices on soil bacterial diversity and consequences for soil processes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 94: 200-210.

[6] DONG Y W, ZHANG Y X, LIU Y X, *et al.* Responses of soil microbial communities and enzyme activities to nitrogen and phosphorus additions in Chinese fir plantations of subtropical China[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(18):5537-5546.

[7] ZAMAN M, CHANG S X. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrifi-

cation rates in agroforestry systems[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 39(4) : 269-279.

[8] 张 珊, 李 玉, 车克钧, 等. 祁连山东段青海云杉林区土壤氮矿化与土壤因子的相关性 [J]. *水土保持学报*, 2016, 30(5): 218-223.

[9] 陈 好, 马维伟, 龙永春, 等. 杂海湿地草甸土退化过程土壤氮矿化演变特征 [J]. *生态学报*, 2023, 43(10): 3906-3919.

[10] 傅民杰, 王传宽, 王 颖, 等. 四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局 [J]. *生态学报*, 2009, 29(7): 3747-3758.

[11] QIU L P , ZHANG Q , ZHU H S , *et al.* Erosion reduces soil microbial diversity, network complexity and multifunctionality[J]. *The ISME Journal*, 2021, 15: 2474-2489.

[12] BU W S , GU H J , ZHANG C C , *et al.* Mixed broadleaved tree species increases soil phosphorus availability but decreases the coniferous tree nutrient concentration in subtropical China[J]. *Forests*, 2020, 11(4): 461.

[13] 李 萌, 陈永康, 徐浩成, 等. 不同间伐强度对南亚热带杉木人工林林下植物功能群的影响 [J]. *生态学报*, 2020, 40(14): 4985-4993.

[14] XIA Z C, KONG C H, CHEN L C, *et al.* A broadleaf species enhances an autotoxic conifers growth through belowground chemical interactions[J]. *Ecology*, 2016, 97(9):) : 2283-2292.

[15] 杨承栋. 发展有群落结构混交林是维护、恢复和提高森林土壤功能实现人工林可持续经营的关键技术 [J]. *林业科学*, 2022, 58(8): 26-40.

[16] HUANG Z , WAN X , HE Z , *et al.* Soil microbial biomass, community composition and soil nitrogen cycling in relation to tree species in subtropical China[J]. *Soil Biology & Biochemistry*,

- 2013, 62: 68-75.
- [17] 汪思龙, 廖利平, 邓仕坚, 等. 杉楠混交与人工杉木林自养机制的恢复 [J]. 应用生态学报, 2000(1): 34-37.
- [18] WANG Q K, WANG S L. Soil microbial properties and nutrients in pure and mixed Chinese fir plantations[J]. Journal of Forestry Research, 2008, 19(2): 131-5.
- [19] HOBBI E S, OGDahl M, CHOROVER J, *et al.* Tree species effects on soil organic matter dynamics: the role of soil cation composition[J]. Ecosystems, 2007, 10(6): 999-1018.
- [20] ZHANG X, LIU S R, HUANG Y T, *et al.* Tree species mixture inhibits soil organic carbon mineralization accompanied by decreased r-selected bacteria[J]. Plant and Soil, 2018, 431: 1-14.
- [21] 宋思意, 吕思扬, 邱岭军, 等. 华西南屏区常绿阔叶林不同深度土壤氮矿化及酶活性对模拟氮沉降的响应 [J]. 生态学报, 2022, 42(22): 9045-9056.
- [22] 高艳丽, 杨智杰, 张 丽, 等. 不同更新方式对亚热带常绿阔叶林土壤氮矿化的影响 [J]. 林业科学, 2021, 57(4): 24-31.
- [23] 肖瑞晗, 满秀玲, 丁令智. 大兴安岭北部天然针叶林土壤氮矿化特征 [J]. 生态学报, 2019, 39(8): 2762-2771.
- [24] VITOUSEK P M, SANFORD R L. Nutrient cycling in moist tropical forest[J]. Annual Review of Ecology & Systematics, 1986, 17(1): 137-167.
- [25] JONES D L, HEALEY J R, WILLETT V B, *et al.* Dissolved organic nitrogen uptake by plants—an important N uptake pathway? Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(3): 413-423.
- [26] BOOTH M S, STARK J M, RASTETTER E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data[J]. Ecological Monographs, 2005, 75(2): 139-157.
- [27] 宋海星, 李生秀. 根系的吸收作用及土壤水分对硝态氮、铵态氮分布的影响 [J]. 中国农业科学, 2005, 38(1): 96-101.
- [28] 李常诚, 李倩茹, 徐兴良, 等. 不同林龄杉木氮素的获取策略 [J]. 生态学报, 2016, 36(9): 2620-2625.
- [29] URAKAWA R, OHTE N, SHIBATA H, *et al.* Factors contributing to soil nitrogen mineralization and nitrification rates of forest soils in the Japanese archipelago[J]. Forest Ecology and Management, 2016, 361: 382-396.
- [30] 邹子俊, 段晓清, 李文卿, 等. 混交对亚热带针叶树根际土壤氮矿化和微生物特性的影响 [J]. 生态学报, 2022, 42(20): 8414-8424.
- [31] SCHIMEL J P, BENNETT J. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm[J]. Ecology, 2004, 85(3): 591-602.
- [32] ZHANG Y C, ZHANG J B, MENG T Z, *et al.* Heterotrophic nitrification is the predominant NO₃ production pathway in acid coniferous forest soil in subtropical China[J]. Biology and Fertility of Soils, 2013, 49(7): 955-957.
- [33] AULAKH M S, DORAN J W, WALTERS D T, *et al.* Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1991, 23(12): 1161-1167.
- [34] 苏 波, 韩兴国, 渠春梅, 等. 东灵山油松纯林和油松-辽东栎针阔混交林土壤氮素矿化/硝化作用研究 [J]. 植物生态学报, 2001, 25(2): 195-203.
- [35] 卢立华, 贾宏炎, 何日明, 等. 南亚热带 6 种人工林凋落物的初步研究 [J]. 林业科学研究, 2008, 21(3): 346-352.
- [36] 郭其强, 盘金文, 李慧娥, 等. 贵州高原山地马尾松人工林土壤碳、氮、磷生态化学计量特性 [J]. 水土保持学报, 2019, 33(4): 293-298.
- [37] 唐仕姗, 杨万勤, 殷 睿, 等. 中国森林生态系统凋落叶分解速率的分布特征及其控制因子 [J]. 植物生态学报, 2014, 38(6): 529-539.
- [38] 刘 欣, 黄运湘, 袁 红, 等. 植被类型与坡位对喀斯特土壤氮转化速率的影响 [J]. 生态学报, 2016, 36(9): 2578-2587.
- [39] HOLMES W E, ZAK D R. Soil microbial biomass dynamics and net nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystems[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(1): 238-243.

Effects of Mixed Forests of Chinese Fir and Broad-leaved Trees and Understory Planting on Soil Nitrogen Mineralization

GAO Chang¹, FU Ruo-xian¹, MU Wei-jie¹, CHEN Liang-xi², WU Wang-rong², YU Yuan-chun¹

(1. College of Ecology and Environment, Nanjing, Co-Innovation Center for the Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, Jiangsu, China; 2. Hulushan State-owned Forest Farm, Nanping 353015, Fujian, China)

Abstract: [Objective] Mixing with broad-leaved trees is an important measure to enhance soil fertility in Chinese fir(*Cunninghamia lanceolata*) plantations forests. Exploring the effects of mixing with broad-leaved trees on soil nitrogen mineralization at different depths in Chinese fir plantations can provide a reference for the effects of mixing with broad-leaved trees on soil nutrient cycling in Chinese fir plantations. [Method] Mixed forests of two classical mixed patterns (Mixed forests formed by replanting broad-leaved trees in the understory of pure forests after intercutting and mixed forests formed by simultaneous planting of Chinese fir and broad-leaved trees.) and pure forests of Chinese fir were selected for the study. Physico-chemical properties, effective nitrogen content and nitrogen mineralization rate of soil at different soil depths in the understory (0~5 cm, 5~20 cm, 20~40 cm and 40~60 cm) were determined. [Results] The net N mineralization rate was significantly higher in the 0~5 cm soil layer than in the other soil layers. Mixing and intercropping with broad-leaved trees significantly increased the soil effective N content and net N mineralization rate in the 0~5 cm layer. Compared with the pure forest, the net soil N mineralization rate increased by 111.19% in the mixed forests formed by replanting broad-leaved trees in the understory of pure forests after intercutting and by 70.73% in the mixed forests formed by simultaneous planting of Chinese fir and broad-leaved trees. Redundancy analysis showed that the amount of total carbon and total nitrogen content was the important factor affecting the rate of nitrogen mineralization, water content, carbon to nitrogen ratio, dissolved organic carbon and nitrogen, and also had an effect on the rate of nitrogen mineralization. Correlation analysis showed that the soil carbon to nitrogen ratio in 0~5 cm was an important influencing factor on nitrogen mineralization, whereas soil physical and chemical properties had different effects on nitrogen mineralization among different soil layers. [Conclusion] Soil nitrogen mineralization is closely related to soil depth, mainly occurring in the shallow surface soil and affected by a variety of soil properties. Mixing and interplanting with broad-leaved trees can promote soil nitrogen mineralization in Chinese fir plantations, and the positive effect on the soil nitrogen mineralization process is beneficial to maintain and improve soil fertility of Chinese fir plantations.

Keywords: Chinese fir plantation; mixed plantation of Chinese fir and broad-leaved trees ; understory planting; soil nitrogen mineralization

(责任编辑：崔 贝)