

氮添加对滇中亚热带森林土壤碳氮矿化速率的影响^①

陈蕾西¹, 陈雯¹, 梁子琪¹, 宋娅丽^{2,3*}, 周敬⁴

(1 西南林业大学生态与环境学院, 昆明 650224; 2 西南林业大学水土保持学院, 昆明 650224; 3 国家林业和草原局云南玉溪森林生态系统国家定位观测研究站, 云南玉溪 653100; 4 昆明市林火防控和林草信息中心, 昆明 650506)

摘要: 为了解全球变化下氮沉降对亚热带森林土壤碳、氮矿化(C_{\min} 、 N_{\min})的影响, 阐明土壤 C_{\min} 、 N_{\min} 在干、湿季节的变化特征及其与土壤环境因子间的关系, 以滇中亚热带高山栎林(*Quercus aquifolioides* forest, GSL)、常绿阔叶林(Evergreen broad-leaf forest, CL)、华山松林(*Pinus armandii* forest, HSS)、云南松林(*Pinus yunnanensis* forest, YNS) 4种典型森林土壤为研究对象, 设置 CK (0 g/(m²·a))、LN (10 g/(m²·a))、MN (20 g/(m²·a))和 HN (25 g/(m²·a)) 4个氮(N)添加水平, 在干季(11月)、湿季(7月)采集 PVC管原状土带回实验室进行 28天的培养。结果表明: ①随培养时间的延长, 干湿季各林分的日均有机碳矿化量总体呈下降趋势, 累积矿化量则逐步增加, 但增加速率逐渐减慢。②与 CK相比, N添加下, 干季 GSL的 C_{\min} 受抑制(18.34%~21.37%), YNS则受促进(23.95%~10.28%); 湿季 CL的 C_{\min} 受抑制(14.97%~40.12%), YNS则表现为LN促进(17.71%)、HN抑制(41.14%); 两季MN处理均抑制HSS的 C_{\min} (13.09%、36.45%)。③N添加下, 两季HSS的 N_{\min} 均受抑制(20.03%~95.31%), YNS则均受促进(192.67%~658.92%); 湿季CL的 N_{\min} 受促进(70.15%~259.07%), 干季CL则表现为LN促进(51.02%)、MN抑制(85.59%)。相关分析表明, 干湿两季N添加主要通过改变各林分土壤pH、无机N(NO_3^- -N, NH_4^+ -N等)含量或氮素形态抑制土壤 C_{\min} 、 N_{\min} , 而通过增加SOC含量促进土壤 C_{\min} 。

关键词: 碳氮矿化; 土壤环境因子; 干湿季; 氮添加; 滇中高原

中图分类号: S714.2 文献标志码: A

Effects of Nitrogen Addition on Rates of Carbon and Nitrogen Mineralization in Subtropical Forest Soils in Central Yunnan

CHEN Leixi¹, CHEN Wen¹, LIANG Ziqi¹, SONG Yali^{2,3*}, ZHOU Jing⁴

(1 College of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 2 College of Soil and Water Conservation, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 3 National Positional Observatory of Yunnan Yuxi Forest Ecosystem, State Forestry and Grassland Administration, Yuxi, Yunnan 653100, China; 4 Forest Fire Control and Forestry and Grass Information Center of Kunming, Kunming 650506, China)

Abstract: In order to understand the effects of nitrogen deposition on carbon and nitrogen mineralization (C_{\min} , N_{\min}) in subtropical forest soils under global changes, and to elucidate the characteristics of soil C_{\min} and N_{\min} changes in dry and wet seasons and their relationships with soil environmental factors, four typical forest soils, namely, *Quercus aquifolioides* forest (GSL), Evergreen broad-leaf forest (CL), *Pinus armandii* forest (HSS) and *Pinus yunnanensis* forest (YNS), in subtropical Yunnan were studied, and four N-addition levels were set up: CK (0 g/(m²·a)), LN (10 g/(m²·a)), MN (20 g/(m²·a)), and HN (25 g/(m²·a)). PVC pipe soil was collected in dry season (November) and wet season (July) and brought back to the laboratory for 28 d incubation. The results showed that: 1) with the extension of incubation time, the average daily organic carbon mineralization of each forest stand showed an overall decreasing trend both in dry and wet seasons, while the cumulative mineralization increased gradually, but the rate of increase gradually slowed down. 2) Compared with CK, C_{\min} was inhibited by 18.34%–21.37% in GSL, and promoted by 23.95%–10.28% in YNS in the dry season under N addition; C_{\min} was inhibited by 14.97%–40.12% in CL, and by 41.14% in HN-YNS, while was promoted by 17.71% in LN-YNS in the wet season; In the two seasons MN inhibited C_{\min} of

①基金项目: 云南省科技厅面上项目(202401AT070262)、云南省大学生创新创业训练计划项目(202210677011)、云南省自然生态监测网络项目云南玉溪森林生态站运行项目(2024-YN-13)和云南玉溪森林生态系统国家长期科研基地项目(2020132550)资助。

* 通信作者(songyali19851205@sina.com)

作者简介: 陈蕾西(2002—), 女, 云南昆明人, 硕士研究生, 主要从事森林土壤碳氮循环研究。E-mail: 19987115960@163.com

HSS by 13.09% and 36.45%, respectively. 3) Under N addition, N_{\min} was suppressed by 20.03%–95.31% in HSS, and promoted by 192.67%–658.92% in YNS in both seasons; N_{\min} was promoted by 70.15%–259.07% in CL in wet-season, and inhibited by 85.59% in CL-MN but promoted by 51.02% in LN-MN in dry season. Correlation analysis showed that N addition in dry and wet seasons mainly suppressed soil C_{\min} and N_{\min} by changing soil pH, inorganic N (NO_3^- -N, NH_4^+ -N, etc.) contents, or nitrogen form in each forest stand, while it promoted soil C_{\min} by increasing SOC content.

Key words: Carbon and nitrogen mineralization; Soil environmental factors; Wet and dry seasons; N addition; Central Yunnan Plateau

目前,我国亚热带地区已经成为全球氮(N)沉降最严重的区域之一^[1],N沉降也是驱动全球变化的重要因素之一。土壤碳矿化(C_{\min})和氮矿化(N_{\min})是指土壤中的有机碳和有机氮经生物与非生物调控作用最终转变为 CO_2 和无机氮的过程^[2-3],其中 CO_2 作为植物光合作用的底物和微生物呼吸的产物,势必会影响植物的光合速率^[4],改变植物生物量。研究表明,适量的N添加可以缓解生态系统的N限制,进而提高微生物活性^[5],促进土壤养分和植物生长^[6]。但长期过量的N添加可能会引起土壤酸化,促使土壤中盐基离子流失(如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等)^[7],破坏土壤养分平衡^[8],减弱土壤养分的供应能力,并扰乱森林生态系统碳循环和氮循环的平衡。因此,N沉降对土壤碳氮矿化的影响会改变土壤碳、氮库的周转,从而对森林生态系统中的养分循环、植物生长及全球碳氮循环产生重要作用。

土壤碳、氮矿化对N沉降的响应研究较多,国外多集中于欧洲、北美等地区^[9],国内则在北方草甸和森林^[10-12]。目前,亚热带地区倾向于研究土壤碳氮矿化对外源N输入^[12]、降水^[13-14]、增温^[15]、凋落物去除或输入等的响应及其激发效应^[16-17],大多研究涉及的林分类型相对单一,且探究N添加对碳氮矿化二者共同影响的研究较少^[18],其研究结果也各不相同,表现出促进、抑制、无明显作用^[12, 18-19]。N添加对土壤碳矿化研究中,Riggs和Hobbie^[20]的研究结果表明适量的N添加增加土壤中的N供应,降低了慢循环土壤碳库平均分解率及微生物呼吸速率(31.00%、21.00%),从而促进有机碳的矿化;Wang等^[21]的研究表明,输入高浓度氮肥(硝酸铵或尿素)可能导致土壤微生物铵中毒或土壤pH下降,减弱微生物活性,产生负面影响,抑制土壤有机碳的矿化过程(22.00%、27.60%);然而,李瑞等^[12]研究却表明,温带森林的有机碳矿化未对短期的N添加产生显著响应。在N添加对土壤氮矿化研究中,Cheng等^[22]研究表明,土壤氮矿化对N添加的响应受C/N的影响,当高于土壤初始C/N阈值时,N添加会提高总

硝化速率(42.50%)和氮矿化速率(15.40%);He等^[23]对红松人工林的研究表明,低N添加降低了亚硝基单胞菌科、贝塔变形菌属的相对丰度(10.81%~48.65%, 6.23%~22.96%),从而抑制了土壤的氮矿化;Lu等^[24]对温带针阔混交林3年的研究表明,N添加刺激了不稳定有机氮的矿化,而没有改变土壤总氮矿化速率。因此,土壤 C_{\min} 、 N_{\min} 对N添加的响应差异可能是由于N添加量、N添加周期、土壤碳氮初始含量、土壤微生物功能基因丰度、森林类型及更新方式等多种因素影响。

目前,国内亚热带森林土壤碳氮矿化对氮沉降的响应研究多见以杉木林为研究对象^[15, 18-19, 25]。作为磨盘山区域的主要林分类型:高山栎林(*Quercus aquifolioides* forest, GSL)具有较强的抗干扰能力和旺盛的萌蘖能力。常绿阔叶林(Evergreen broad-leaf forest, CL)同样为该区域主要林分,属于典型亚热带中山湿性常绿阔叶林(19 a生),其固存碳氮的能力强于该区域的其他林分^[26]。华山松林(*Pinus armandii* forest, HSS)是滇中亚高山地区的主要森林树种,正处于生长旺盛期(22 a生)^[27]。云南松林(*Pinus yunnanensis*, YNS)是我国西南地区重要的森林植被,覆盖面积约占云南省森林总面积的28.25%^[28],具耐旱耐贫瘠等优质特性。研究表明,4种林分林下植被的碳储量和氮储量分别可达 $\text{C}3.17\sim 18.98\text{ t/hm}^2$ 、 $\text{N}0.06\sim 0.41\text{ t/hm}^2$ ^[26];而森林碳氮储量的能力影响着森林生长发育和生态系统的碳氮循环,其又直接受土壤有机质矿化与分解的影响^[29]。因此,以高山栎林、常绿阔叶林、华山松林、云南松林4种林分为对象研究土壤 C_{\min} 、 N_{\min} ,可以反映区域生态环境梯度下不同亚热带森林类型土壤对N沉降的响应差异。因此,结合当前全球变化下N沉降逐渐加重的生态问题,本试验以滇中亚热带4种典型林分为研究对象,通过野外N添加试验,研究N添加下不同季节森林土壤C、N矿化的变化特征,分析土壤养分变化与土壤C、N矿化速率的关系,揭示不同类型土壤C、N矿化对N沉降的响应机制,从而更全面地理解N沉降在不同生态环

境中的生态效应,旨在为 N 沉降增加背景下亚热带森林土壤 C、N 循环及其在全球变化下的分配格局研究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验样地位于云南省玉溪市磨盘山森林生态系统国家定位观测站(23°46'18"E~23°54'34"N, 101°16'06"E~101°16'12"E),海拔范围为 1 260.0~2 614.4 m,气候呈明显的垂直变化,属于云南亚热带气候的南北过渡区。该地区土壤主要为山地红壤和玄武岩红壤,局部分布有黄棕壤。年均气温为 14~16 °C,年降水量为 1 000~1 100 mm,干湿季分明(干季:11月—次年 4月;湿季:5月—10月);植被种类丰富,森林覆盖率达 86%,包括高等植物如树蕨(*Arthropteris palisotii*)、梭罗树(*Reevesia pubescens*)、红椿树(*Toona ciliata*)、楠木(*Phoebe chinensis Chun*)、红花木莲(*Manglietia insignis*)等,涉及 98 科 137 属 324 种植物。该区森林植被类型随海拔升高呈现出的显垂直分布带,主要分布有亚热带暖性常绿阔叶林、亚热带中山针阔混交林、针叶林和高山矮林等^[27]。

1.2 试验设计

根据云南磨盘山森林定位研究区域内 4 种林分的实际生长及分布情况(表 1),依据随机性和独立性的样地选择原则,设置 4 个 20 m×20 m 的样地,并在每个样地内随机设置 4 个 3 m×3 m 的小样方,分别对

应 4 种水平的施 N 浓度。各样方的间距大于 1 m,避免互相干扰。在参考陈天等^[30]、肖文贤等^[27]的研究基础上,依据西南地区的年湿 N 沉降量(2.64~9.5 g/(m²·a))和年干 N 沉降量(0.6~5.46 g/(m²·a))^[31],考虑未来大气 N 沉降量增加趋势的可能性,设置 4 个 N 添加试验处理:对照(CK, 0 g/(m²·a))、低氮(LN, 10 g/(m²·a))、中氮(MN, 20 g/(m²·a))和高氮(HN, 25 g/(m²·a)),每个处理设有 3 个重复。氮肥使用尿素溶液。通过背式电动喷雾器在小样方内均匀喷施尿素^[27]。样方之间设置大于 10 m 的隔离带,共计 16 个样方。

试验采用 PVC 顶盖埋管法,将矿化管理入土中进行土壤碳氮矿化速率的研究(PVC 管中土壤结构与野外一致,能真实、准确地反映土壤碳氮的矿化^[2])。在每个样方内选 5 个土壤性质基本相同的点,将 5 个长为 17.0 cm、直径为 3.5 cm 的 PVC 管捶打进入土壤表层 15 cm,并做好标记,露出地面 2~3 cm;用塑料薄膜封闭 PVC 管的上端(扎上小孔透气),防止降水引起的氮素输入和淋溶。分别在 2023 年 3 月和 7 月打入 PVC 管,再于 2023 年 7 月和 11 月取出 PVC 管。利用小铲在 PVC 管周围松土后(保持一定距离,距管外壁 5~10 cm 左右,尽量减少对管内土壤的扰动),从 PVC 管底部将其撬动,并托住底部用手辅助拔出,将管内土样倒入自封袋中做好标记带回实验室,过 2 mm 筛,挑除植物根系混匀后,放入 4 °C 冰箱冷藏备用,用于测定并分析土壤 pH、全氮、全磷、全钾、硝态氮、铵态氮、土壤有机碳等理化性质。

表 1 各类型森林样地特征
Table 1 Characteristics of studied forest sample plots

森林类型	海拔(m)	林龄(a)	郁闭度(%)	密度(株/hm ²)	平均胸径(cm)	平均树高(m)	土壤类型	坡位
高山栎林(GSL)	2 287	19	90	1 080	9.9	4.3	山地红壤	中坡山地
常绿阔叶林(CL)	2 229	19	87	4 628	9.1	9	山地红壤	中坡山地
华山松林(HSS)	2 151	22	66	3 466	11.8	10.4	山地红壤	中坡山地
云南松林(YNS)	2 196	26	77	1 437	11.2	9.5	山地红壤	中坡山地

1.3 测定项目与方法

1.3.1 土壤理化性质 土壤 pH(土水比 1:5)采用 pH 计测定,全氮(TN)采用半微量凯氏定氮法(LY/T1228—1999)测定,全磷(TP)、全钾(TK)采用电感耦合等离子体发光光谱(ICP-OES)测定,硝态氮(NO₃-N)采用紫外分光光度法测定、铵态氮(NH₄⁺-N)采用靛酚蓝比色法测定,土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾外加热硫酸氧化法测定^[32]。

1.3.2 土壤碳矿化速率 采用碱液吸收法测定土壤碳矿化速率^[33]。称取过 2 mm 筛的新鲜土壤 20 g,置

于 250 mL 的培养瓶中培养,将盛有 10 mL 0.5 mol/L NaOH 溶液的小烧杯轻放在培养瓶内的土壤上,放置于黑暗条件下 25~28 °C 的恒温培养箱中培养,每个样品设 3 次重复。在培养的第 3、10、17、24、28 天取出小烧杯,并添加新的 NaOH 溶液继续培养(第 28 天不再添加),抽出的碱液于每瓶中加入 1 mol/L BaCl₂ 溶液 2 mL 以及酚酞指示剂 2 滴,用 0.5 mol/L HCl 滴定,至红色消失(中和未耗尽的 NaOH 量),记录滴定所用 HCl 量。试验结果按 HCl 量计算土壤 CO₂ 释放量。有机碳累计矿化量是每次滴定结果相加。

$$C_A = N_{HCl} \times (V_0 - V) \times 22 \times 10 \times 12 / 44 \quad (1)$$

$$C_{min} = C_A / d \quad (2)$$

式中： C_A 为土壤有机碳累积矿化量 (mg/kg, 以 CO_2 计)； N_{HCl} 为 HCl 浓度 (mol/L)； V_0 为空白消耗 HCl 的体积 (mL)； V 为样品消耗 HCl 的体积 (mL)； C_{min} 为土壤有机碳矿化速率 (mg/(kg·d), 以 CO_2 计)^[33]； d 为培养时间。

1.3.3 土壤氮矿化速率 采用室内需氧连续培养法^[34]测定土壤氮矿化速率，与碳矿化相同培养温度，25~28 °C 恒温培养箱中培养 28 天，分别称取培养前和培养后第 14 天和 28 天的 5 g 土样，测定土壤铵态氮、硝态氮含量，进行氮矿化速率的计算

$$R_{铵} = (N_{B铵} - N_{A铵}) / d \quad (3)$$

$$R_{硝} = (N_{B硝} - N_{A硝}) / d \quad (4)$$

$$N_{min} = (N_{B铵} + N_{B硝} - N_{A铵} - N_{A硝}) / d \quad (5)$$

式中： $R_{铵}$ 为土壤氨化速率； $N_{B铵}$ 为培养后铵态氮量； $N_{A铵}$ 为培养前铵态氮量； d 为培养时间^[18]； $R_{硝}$ 为土壤硝化速率； $N_{B硝}$ 为培养后硝态氮量； $N_{A硝}$ 为培养前硝态氮量； N_{min} 为土壤净氮矿化速率。

1.4 数据处理与分析

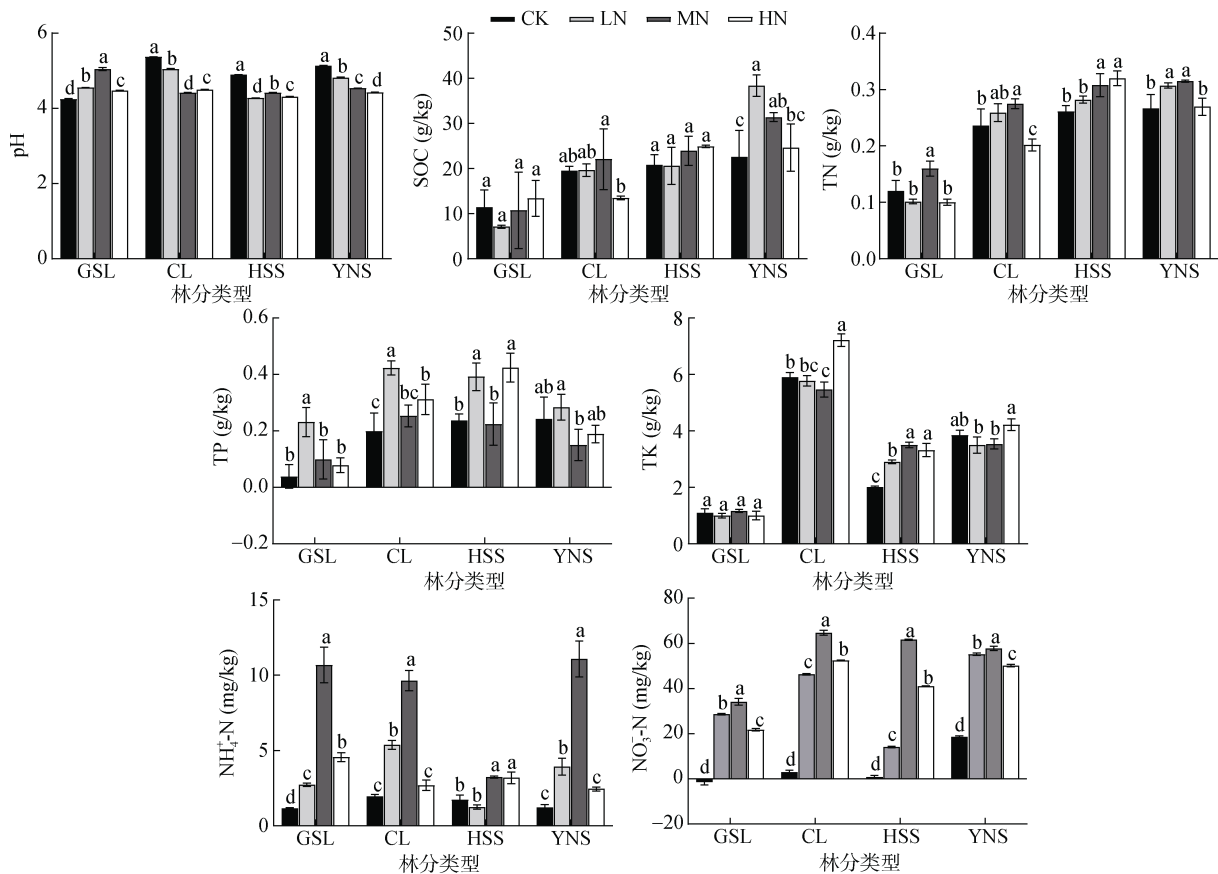
采用单因素方差分析 (One-Way ANOVA) 和

Duncan 多重比较对各指标进行显著性检验，显著性水平 $P < 0.05$ (显著)；利用 Pearson 检测 C_{min} 、 N_{min} 与土壤环境因子之间的相关性。利用 Excel 2019、SPSS 26 进行统计分析，GraphPad Prism 8.0 制图。

2 结果与分析

2.1 氮添加对土壤理化性质的影响

2.1.1 干季土壤 干季，随 N 浓度水平的升高，CL、HSS、YNS 的 pH 整体呈下降趋势，GSL 的 pH 呈上升趋势 (图 1)。TP 含量除 YNS 的 MN、HN 处理为降低外 (37.50%、20.83%)，其余 3 种林分的 TP 含量整体均表现为增加 (GSL 100.00%~475.00%，CL 25.00%~110.00%，HSS 62.50%~75.00%)。与 CK 相比，GSL、CL 的 SOC 含量变化相反，LN、MN 处理下的 SOC 表现为 GSL 减少 (37.67%、5.77%)，CL 增加 (0.36%、12.82%)，HN 处理下表现为 GSL 增加 (17.05%)，CL 减少 (31.00%)。HSS 和 YNS 的 SOC 含量整体均表现为增加 (15.04%~19.75%、9.07%~69.90%)。MN、HN 处理下的 GSL 和 CL 的 TN 含量变化一致 (MN 增加了 33.36%、16.43%，HN 降低了



(图上方不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), 下同)

图 1 氮添加对干季土壤理化性质的影响

Fig. 1 Effects of nitrogen addition on soil physicochemical properties in dry season

16.31%、14.52%)。随 N 浓度水平的升高, HSS、YNS 的 TN 含量和 HSS 的 TK 含量整体呈上升趋势 (TN 8.03%~22.46%、1.12%~18.04%, TK 44.28%~74.13%), CL、YNS 的 TK 含量表现为先降低后增加, GSL 的 TK 含量则在 MN 下有增加。GSL、CL、YNS 的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量整体呈上升趋势, 但在 HN 处理下有所抑制, 4 种林分的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量整体呈上升趋势。

2.1.2 湿季土壤 湿季, 随 N 浓度水平的升高, CL、HSS 的 pH 及 GSL、YNS 的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量整体呈下降趋势, CL、HSS 的 TN 含量变化表现一致(均表现为 LN、HN 升高, MN 降低), YNS 的 TN 含量则呈下降趋势, GSL、CL 和 YNS 的 TP 含量整体呈先

增加后下降的趋势, 各浓度下 HSS 的 TP 含量较 CK 都有所增加(LN 78.57%、MN 30.00%、HN 65.71%), 且 MN 处理下 GSL 的 TN、TP 含量极显著升高了 104.03%、250.00%, 均为 CK 的 2 倍多(图 2)。与 CK 相比, MN 处理显著增加了 GSL 的 SOC(27.17%)、TK(26.60%)的含量, HN 处理下 YNS 的 TK 含量显著增加了 14.98%, SOC 则显著减少了 38.88%。此外, N 添加均显著增加了 HSS 的 SOC、TK 含量(8.78%~29.86%、29.05%~51.35%)。随 N 浓度升高, CL 的 SOC、TK 含量表现相反(SOC 为先减少后增加, TK 则为先增加后减少), 除 YNS 的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量呈下降趋势外, 其他 3 种林分 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量变化与干季相似均呈上升趋势。

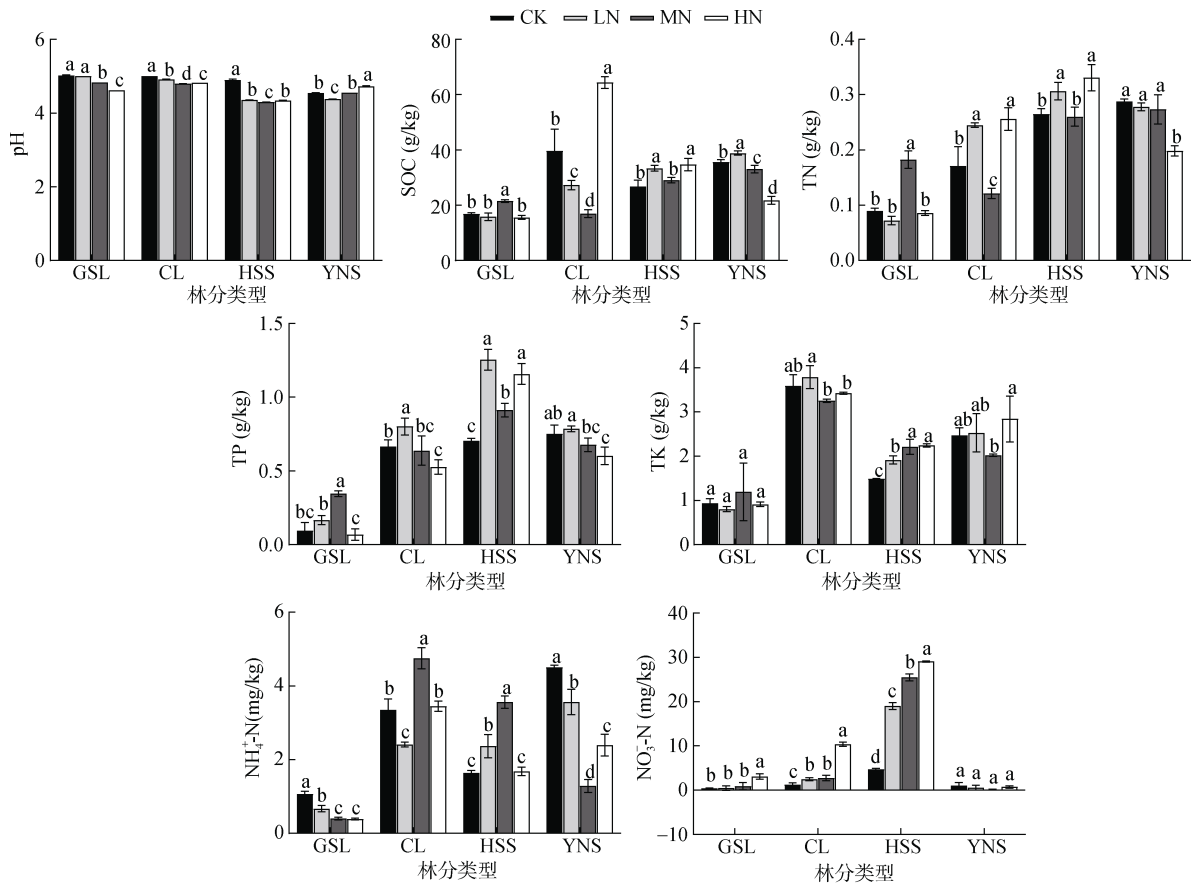


图 2 氮添加对湿季土壤理化性质的影响

Fig. 2 Effects of nitrogen addition on soil physicochemical properties in wet season

2.2 氮添加对土壤碳矿化的影响

2.2.1 氮添加下土壤碳矿化速率的总变化特征 干、湿两季, 图 3 表明, 除 YNS 的 C_{\min} 有增加外, N 添加对其他 3 种林分的 C_{\min} 有抑制作用, 其抑制效应在各 N 处理下有差异(但对于干季 CL、湿季 GSL 无显著影响)。与 CK 相比, LN、HN 处理均抑制了干季 GSL 的 C_{\min} (21.37%、18.34%), 但促进、抑制了湿季

YNS 的 C_{\min} (17.71%、41.14%)。随 N 浓度水平升高, 干季 YNS、湿季 CL 的 C_{\min} 表现为受促进、抑制作用, 其作用效果均逐渐下降(YNS: 23.95%、13.75%、10.28%; CL: -14.97%、-39.43%、-40.12%), MN 处理则均抑制了干、湿两季 HSS 的 C_{\min} (-13.09%、-36.45%)。

2.2.2 氮添加对土壤碳矿化速率的动态影响 图 4

表明，4 种林分土壤的有机碳日均矿化量在干湿季变化趋势不同，干季整体表现为随培养时间延长逐渐降低，在 24 天稍稍增加(除 CL 在第 17 天开始增加)；湿季整体随培养时间的延长在第 10 天跃升后下降，在第 17 天至阈值后，下降速率变慢渐趋于平缓。在

28 天培养时间内，不同森林土壤日均有机碳矿化量大小表现为：干季 YNS>GSL≈CL>HSS，湿季 YNS>HSS>CL>GSL。4 种林分在干湿季的变化虽不相同，但均在培养的 17 天或者 24 天随着土壤中易分解有机碳的减少，日均碳矿化量的变化趋势逐渐趋于一致。

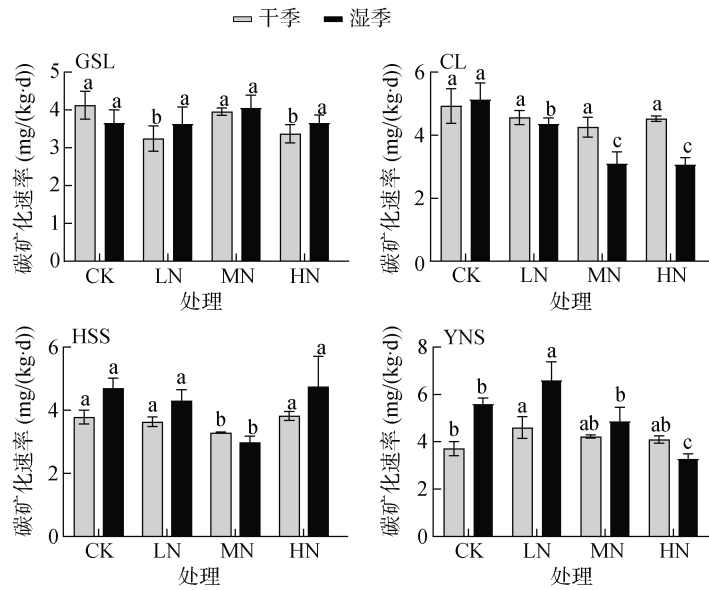
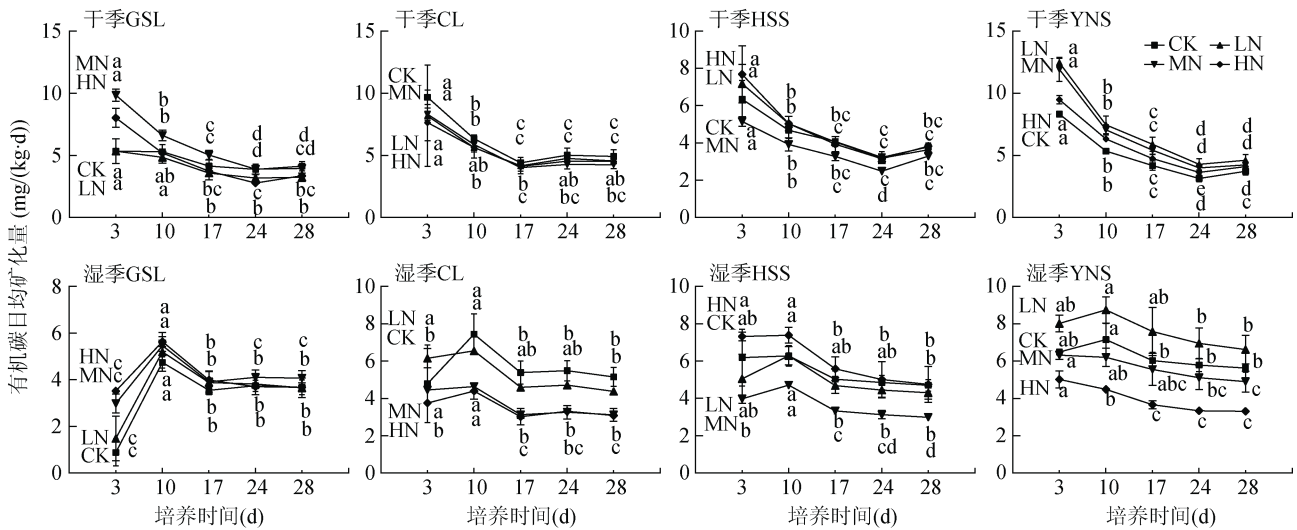


图 3 氮添加在干季和湿季对土壤碳矿化的影响
Fig. 3 Effects of nitrogen addition on soil carbon mineralization in dry and wet seasons



(图中不同小写字母表示各处理在不同培养时间差异显著($P < 0.05$)，各图左侧处理标记(CK, LN, MN, HN)按变化趋势对应显著性字母标记，下同)

图 4 干季和湿季土壤有机碳日均矿化量变化

Fig. 4 Daily average mineralization of soil organic carbon in dry and wet seasons

2.2.3 氮添加对土壤有机碳累积矿化量的影响 整个培养期间，干湿季各林分的累积矿化量大致均表现为：随培养时间的延长而增加，但增加速率逐渐变慢(图 5)。28 天培养时间内，GSL 的累积矿化量除在湿季 MN 处理下高于 CK(10.68%)，其余施 N 处理在干

湿两季均低于 CK。随 N 浓度水平的升高，CL 干湿两季的累积矿化量逐渐降低，湿季 HN 处理显著低于 CK(40.12%)。HSS 干湿两季各 N 浓度水平累积矿化量大小相同，均为 HN>CK>LN>MN。YNS 干湿两季的累积矿化量在 LN 处理下均大于其他 3 个施 N 处

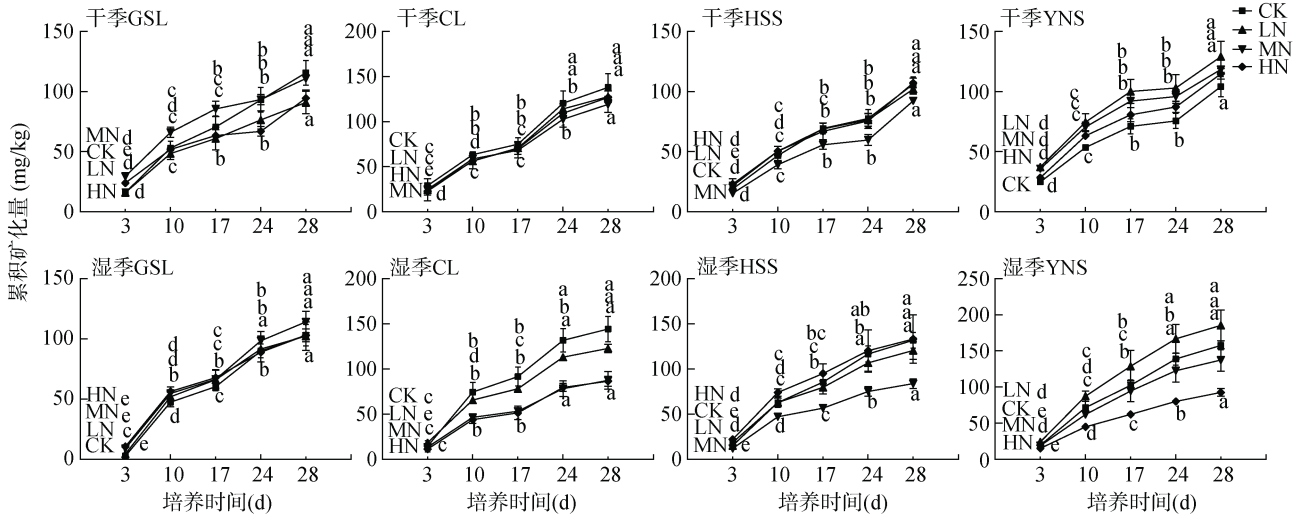


图 5 干季和湿季土壤有机碳累积矿化量变化

Fig. 5 Changes in accumulated soil organic carbon mineralization in dry and wet seasons

理, 干季 LN、MN、HN 处理较 CK 增加了 23.94%、13.75%、10.29%, 湿季 MN、HN 处理则与干季相反, 降低了 12.83%、41.14%。这说明, N 添加下, HN 降低了干湿季 GSL、CL 和 YNS 的累积碳矿化量, 增加了 HSS 的累积量; LN 降低干湿季 GSL、HSS 的累积量, 增加了 YNS 的累积量; MN 除增加了干湿季 GSL 和干季 YNS 的累积碳矿化量外, 均降低了其他三个林分的累积量。

2.3 氮添加对土壤氮矿化的影响

干季, GSL 的 HN 处理、CL 的 LN 处理主要通过促进 $R_{\text{硝}}$ 使土壤 N_{min} 较 CK 增加了 879.51%、51.02%, 显著促进了土壤 N_{min} (图 6), 但 HN 通过抑制 $R_{\text{铵}}$ 显著抑制了 HSS 的 N_{min} , 较 CK 降低了 49.62%。HSS 的 MN 处理效果与 HN 一致, 较 CK 降低了 95.31%。YNS 与 HSS 相反, 其 MN、HN 促进了土壤 N_{min} (192.67%、222.95%)。

湿季, N 浓度的升高较 CK 抑制了 GSL 土壤的 N_{min} 。CL 的 LN、HN 处理均通过促进 $R_{\text{硝}}$ 使土壤 N_{min} 较 CK 增加了 259.07%、231.23%, 显著促进了土壤 N_{min} , 但 N 添加主要通过抑制 $R_{\text{铵}}$ 显著抑制了 HSS 土壤的 N_{min} (降低了 20.03%~38.98%)。YNS 仍与 HSS 相反(与干季类似), N 添加显著促进了 YNS 的 N_{min} , 较 CK 增加了 233.63%~658.92%。

2.4 相关分析

2.4.1 干季碳氮矿化速率与土壤环境因子的相关性 干季土壤 C_{min} 、 N_{min} 与土壤理化性质相关分析图 7 表明, GSL 土壤 C_{min} 与 TN、TP 显著正、负相关, N_{min} 与 TP 显著负相关, $R_{\text{铵}}$ 与 pH、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$

显著负相关, $R_{\text{硝}}$ 与 TP 显著负相关。CL 土壤的 C_{min} 和 N_{min} 均与 pH 显著正相关, 且均与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显著负相关。除此, C_{min} 还与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著负相关, N_{min} 和 $R_{\text{硝}}$ 均与 TP 显著正相关。

HSS 土壤的 $R_{\text{铵}}$ 与 pH 和 SOC 分别呈显著正相关和负相关, N_{min} 、 $R_{\text{铵}}$ 和 $R_{\text{硝}}$ 则均与 TN、TK、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著负相关, YNS 土壤 C_{min} 与 SOC、TN 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著正相关, N_{min} 和 $R_{\text{硝}}$ 均与 pH 显著负相关。而 $R_{\text{铵}}$ 与 pH 呈显著正相关, 同时, YNS 土壤的 $R_{\text{铵}}$ 、 $R_{\text{硝}}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分别呈显著负相关、正相关。

2.4.2 湿季碳氮矿化速率与土壤环境因子的相关性 湿季土壤相关分析图 8 表明, GSL 土壤 C_{min} 与 SOC 呈正相关, N_{min} 、 $R_{\text{硝}}$ 均与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 pH 呈显著正相关, 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著负相关。CL 土壤的 C_{min} 和 $R_{\text{铵}}$ 均与 pH 显著正相关, N_{min} 和 $R_{\text{硝}}$ 均与 TN 显著正相关, $R_{\text{铵}}$ 与 TK 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别成显著正相关和负相关, 其 C_{min} 还与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著负相关。HSS 土壤 C_{min} 和 $R_{\text{铵}}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显著负相关, N_{min} 和 $R_{\text{硝}}$ 与 pH 显著正相关, 而与 TK、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著负相关。YNS 土壤的 C_{min} 与 pH 显著负相关, 与 SOC、TN 和 TP 显著正相关, N_{min} 、 $R_{\text{硝}}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 均呈显著负相关。

3 讨论

3.1 氮添加对土壤理化性质的影响

干季, N 添加下, 各林分的 TN 含量均在 MN 处理下显著增加, 除 HSS 在 HN 处理达最大值外, 其余林分均在 MN 处理下达到最大值(图 1), 说明加 N

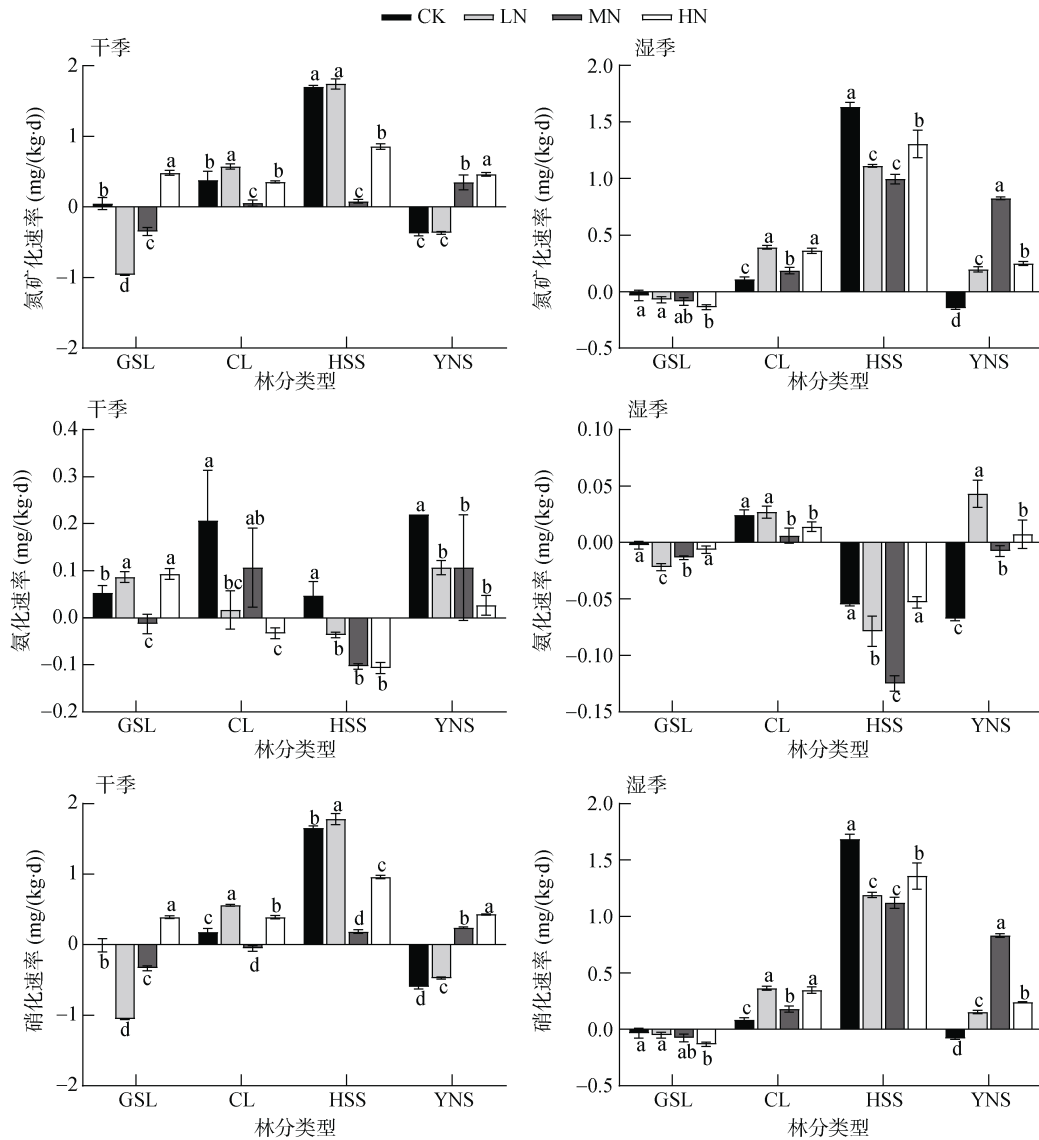
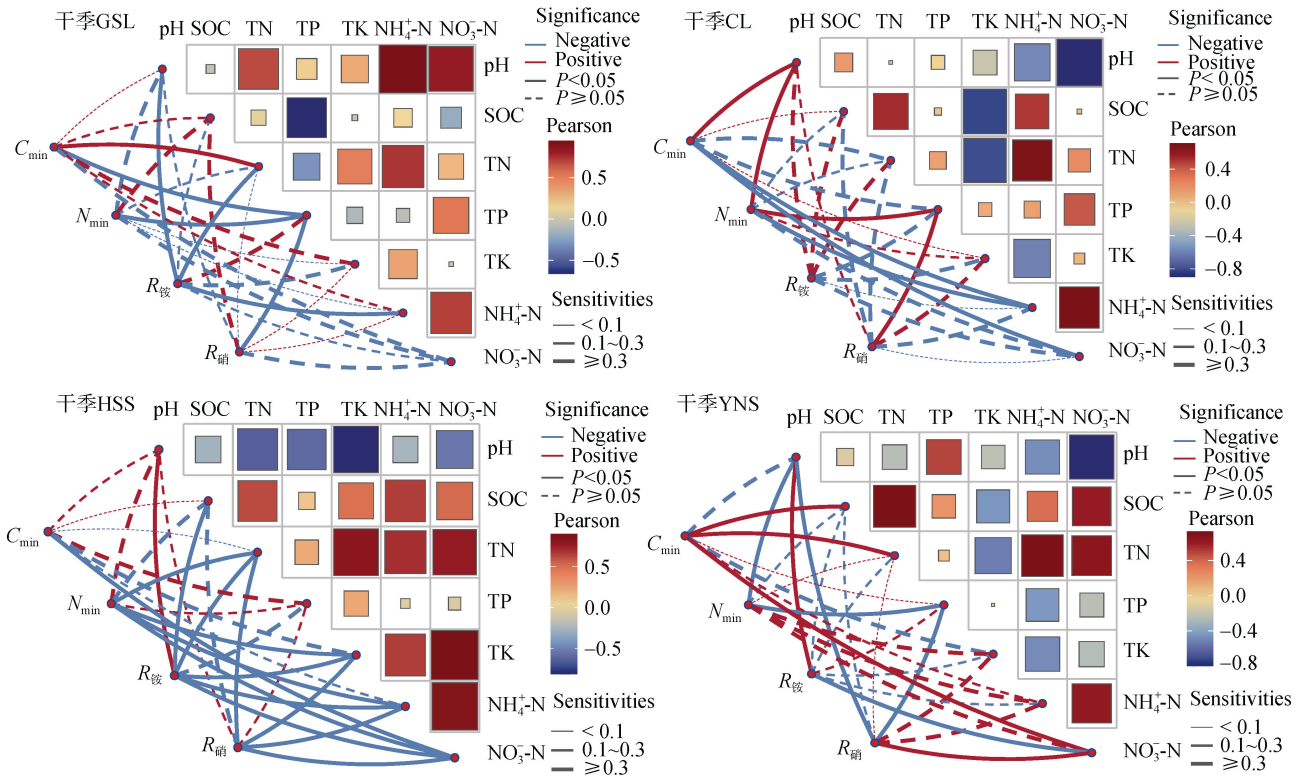


图 6 氮添加在干湿季对土壤氮矿化的影响

Fig. 6 Effects of nitrogen addition on nitrogen mineralization in dry and wet seasons

可能直接增加土壤的 TN 含量^[35]；此外，各林分的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在干季 N 添加下显著升高，与 TN 相同，均在 MN 处理下达到最大值(图 1)，可能是由于加 N 增加了土壤 TN 含量，促使土壤中的有效 N 增加，供给植物、微生物的氮源增加，促进土壤的 N 转化过程，从而产生较多的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ^[1]，但同时也可能提高了无机 N 通过淋溶及或气体挥发方式的损失风险^[36]，从而影响后续的土壤 N_{min} 。TN 含量的增加可能还会促进 SOC 的生成^[37]，湿季，各林分的 SOC 含量在不同 N 水平下的响应和 TN 相似，可能是 TN 含量的增加为植物生长及土壤微生物的繁殖提供所需的营养元素 N^[38]，微生物分解植物根系分泌的大量有机化合物后返还于土壤，从而增加了土壤的 SOC 含量。

干湿两季，GSL 和 YNS 的 pH 相较于其他林分的变化较为特别。N 添加下，与其他林分的 pH 下降不同，干季 GSL 的 pH 显著上升，且干季 GSL 的 $R_{\text{硝}}$ 均为负值(除 HN 外为正值)，可能是因为干季土壤水分少，微生物活动减弱，抑制了硝化作用， H^+ 释放较少，又加之氨化过程中 GSL 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不断积累导致土壤 pH 上升；此外，相关研究表明，加 N 会抑制干季 GSL 的凋落叶、枝纤维素和木质素的降解^[39]，进而减少有机酸的积累，从而不会引起土壤酸化。湿季 HN 处理下，YNS 的 pH 显著上升，TN 含量显著降低， $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量相比干季急剧减少(图 1，图 2)，且湿季 HN 处理下 YNS 的 $R_{\text{铵}}$ 、 $R_{\text{硝}}$ 和 N_{min} 均较低(图 6)，可能是因为外源 N 输入过高，又加之湿季含水量较高，多余的氮通过微生物的反硝化作用消耗土壤



(图中 C_{min} 为碳矿化速率, N_{min} 为氮矿化速率, $R_{铵}$ 为氨化速率, $R_{硝}$ 为硝化速率, 下同)

图 7 不同森林土壤在干季的碳氮矿化速率与土壤环境因子的相关性

Fig. 7 Correlations between soil carbon and nitrogen mineralization rates with environmental factors in dry season

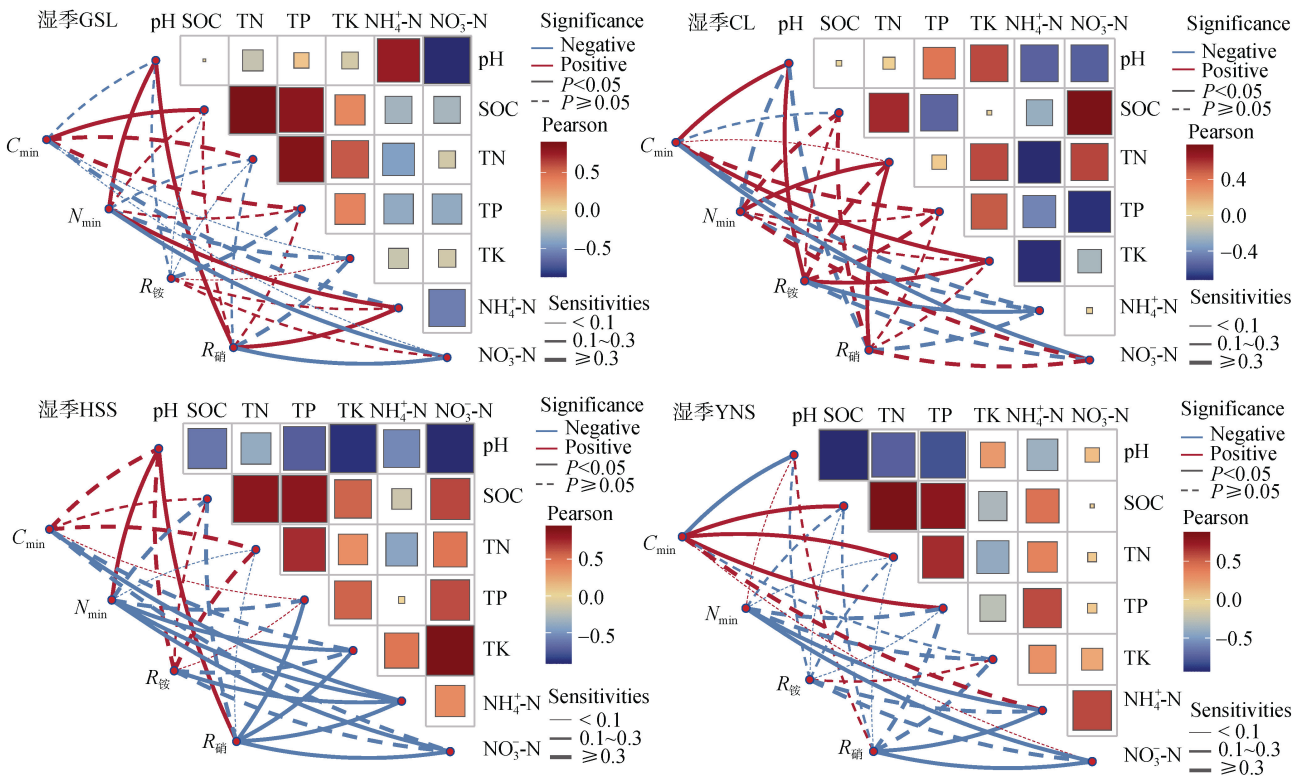


图 8 不同森林土壤在湿季的碳氮矿化速率与土壤环境因子的相关性

Fig. 8 Correlations between soil carbon and nitrogen mineralization rates with environmental factors in wet season

中的 $\text{NO}_3\text{-N}$, 释放 $\text{H}_2^{[40]}$, 导致 pH 上升; 也有可能是湿季水分高加剧了氮素流失^[36], 从而导致 TN 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量的下降。各 N 处理下, 湿季各林分下的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量均低于干季(GSL: 85.81%~98.36%, CL: 80.19%~95.80%, HSS: 29.09~58.65%, YNS: 98.59~99.74%), 一方面可能和上述原因一致: 水分高增强了 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的淋溶作用^[36], 加剧氮素流失; 另一方面可能是湿季相较于干季, 土壤水分更多, 温度更低, 限制了硝化细菌的生长和代谢活动^[41], 土壤硝化作用减弱, 从而减少了 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量生成。综上, N 添加下, 各林分的理化性质在干湿两季各有差异, 但也有相似变化, 这可能与林分氮源利用偏好有关^[42-43], 即利用 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的能力有差异; 且由于本研究中 4 种林分的树种组成、土壤氮含量值、凋落物组成及分解速率等有差异^[39,44], 加之在氮沉降、水分条件和温度变化等各因素的影响下, 造成了土壤微生物的种类和群落结构差异, 从而对不同林分的理化性质影响不同, 最后可能致使各林分土壤的 C_{\min} 、 N_{\min} 响应有差异。

3.2 氮添加对土壤碳矿化速率的影响

本试验中, 日均碳矿化量的表现在干、湿两季略有不同。干季 4 种林分的日均碳矿化量在培养开始第 3 天达到最大值后即随培养时间的延长而逐渐下降; 湿季则在 3~10 天跃升之后下降, 跃升可能是由于湿季土壤初始 SOC 含量高于干季(图 1, 图 2), 易氧化 SOC 增多^[45], 且土壤湿度适宜微生物生长繁殖, 微生物得以分解利用更多的 SOC, 增加了碳矿化量。之后随着培养时间的持续碳矿化量降低的原因, 一方面是随着培养时间的延长, 土壤中活性 SOC 和易矿化 SOC 的数量逐渐减少, 逐步占据主导地位的是一些难以降解的物质(如纤维素和木质素), 土壤微生物开始分解这些难矿化的 SOC, 从而导致其利用效率降低, 分解速率减缓^[46], 进而使得干湿季节的日均碳矿化量逐步下降; 另一方面, 在进行室内土壤培养时, 为保证其含水量相对恒定对两季土壤均进行了定期的补水, 可能致使土壤处于淹没状态(缺少自然条件下的下渗流失), 抑制了好氧微生物的活动及呼吸产物的分解, 从而抑制了有机碳矿化^[47]。

干、湿两季, 除 YNS 外, N 添加抑制了其他 3 种林分的 C_{\min} , 且抑制效应不同; GSL 的 C_{\min} 在干季受抑制, 湿季无显著影响, CL 的 C_{\min} 响应则与 GSL 相反, 干季无显著影响, 湿季受抑制, HSS 均在两季的 MN 处理下受抑制。造成 GSL、CL 的 C_{\min} 响应差异的原因可能是因为土壤含水量及其持水能

力的不同, 相关研究表明, CL 土壤的持水能力高于 GSL 土壤^[48], 干季 GSL 的含水量较低, 加 N 可能加剧土壤水分胁迫, 抑制的微生物生长及活动, 从而抑制 C_{\min} ^[49], CL 持水能力较高, 湿季水分进一步增多处于饱和状态, 土壤孔隙减小, 土壤处于缺氧环境, 限制了好氧微生物的活动, 抑制了土壤呼吸, 从而降低土壤的 C_{\min} ^[50]。

此外, 相关分析表明, 干季 GSL 的 C_{\min} 与 TN、TP 含量呈正、负相关($P<0.05$); N 添加下, 干季 GSL 的氮磷比(N/P)较 CK(3.00)降低了 46.67%~85.51%, N/P 的降低可能会减少微生物生物量, 抑制土壤 SOC 的分解^[51], 减少可供矿化的 SOC 底物, 从而抑制 C_{\min} 。湿季 CL 的 C_{\min} 与 pH、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 呈正、负相关($P<0.05$); MN 处理显著降低了两季 HSS 的 pH, 增加了两季 HSS 的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量(图 1, 图 2), 可能是由于 N 添加致使大量的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 经硝化作用转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$ (增加了林分土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量), 释放出 H^+ , 导致土壤酸化^[52], 打破了原有的养分平衡^[53], 影响土壤中的生化反应速率, 从而抑制湿季 CL、MN 处理下两季 HSS 的 C_{\min} 。N 添加下, 干季 YNS 的 C_{\min} 均受促进, 湿季 YNS 则是在 LN 处理受促进, HN 受抑制(较 CK); 相关分析表明, 两季 YNS 的 C_{\min} 均与 TN、SOC 含量正相关($P<0.05$), 而加 N 显著增加了干季 YNS 的 SOC 含量, 湿季 YNS 的 SOC 含量除 LN 处理下为增加, 其余处理较 CK(35.62 g/kg)均下降, 且 HN 下降了 38.88%(图 1, 图 2); 说明 N 添加可能通过增加 SOC 含量, 提高土壤微生物活性及其对碳的分解利用^[25], 从而促进 YNS 的 C_{\min} ; 而干季 GSL、湿季 CL 和两季 HSS 土壤中的氮素形态及含量的改变可能对其 C_{\min} 产生抑制作用。

3.3 氮添加对土壤氮矿化速率的影响

干、湿两季, N 添加对各林分土壤 N_{\min} 表现相异。干季, MN、HN 处理促进 YNS 的 N_{\min} , HN 促进 GSL 的 N_{\min} , 两林分的 N_{\min} 均与 TP 显著负相关($P<0.05$)。N 添加下, LN、MN 处理通过促进、抑制 $R_{\text{硝}}$ 而对干季 CL 土壤的 N_{\min} 产生相反作用(LN 促进、MN 抑制); 干季 CL 土壤在 MN 处理下的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量急剧增多, 可能是土壤处于 N 饱和状态^[9], pH 则较 LN 处理显著降低(图 1), 加之干季含水量较低, 微生物活性和数量有所减少^[54], 这可能进一步削弱了硝化细菌的多样性和活性, 从而抑制土壤 N_{\min} ^[8,55]。

湿季 CL 的 N_{\min} 与 TN 含量显著正相关($P<0.05$), TN 含量的增加促进植物生长发育, 刺激土壤微生物

的生长与活动,从而促进 N_{\min} ^[38]。N 添加下两季 HSS 的 $R_{\text{铵}}$ 为负值、 $R_{\text{硝}}$ 为正值,且湿季的 $R_{\text{铵}}$ 低于干季,湿季的 $R_{\text{硝}}$ 较 CK 显著降低(图 6),一方面可能是湿季土壤含水量过高,降低土壤氧含量,减弱了氨化细菌的活性,增强反硝化细菌活性,抑制了土壤的 $R_{\text{铵}}$ 、 $R_{\text{硝}}$ ^[36],进而抑制了 N_{\min} ;另一方面可能是氮肥(尿素 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 溶液)水解的 NH_4^+ 被植物迅速吸收,植物和微生物竞争无机 N,进而减弱了对土壤有机 N 矿化的能力,从而抑制 HSS 土壤的 N_{\min} 。N 添加主要通过促进湿季 YNS 的 $R_{\text{硝}}$ 而促进 N_{\min} ,与 NH_4^+ -N 显著负相关($P < 0.05$)。本研究中不同林分干湿季的 N_{\min} 在 N 添加下的响应相异,一方面可能是因为植被本身喜好及在干湿季对水分的响应和需求不同;另一方面,干湿两季各林分土壤之间的理化性质初始值和加 N 后的值均有不同,这也可能造成各个林分类型对氮素形态的利用能力相异^[42-43],引起林分间的 N_{\min} 相异。

无论干湿季和是否 N 添加处理,4 种林分土壤的 $R_{\text{硝}}$ 、 $R_{\text{铵}}$ 和 N_{\min} 均存在有负值情况(图 6),可能是土壤原本的含 N 量较少,微生物为了自身代谢和生长繁殖消耗了大量土壤原有的有机 N 或 N 添加下输入的 NH_4^+ -N,难以分解出更多有机 N 进行矿化或其对 NH_4^+ -N 的消耗超出了矿化作用产生的量,所以出现了负值^[56];随着 N 浓度的增加,干湿季 YNS 的 N_{\min} 、 $R_{\text{硝}}$ 逐渐转为正值(图 6),可能是由于加 N 后, YNS 土壤氮素供应增加,微生物逐渐不再依赖于有机 N 进行代谢,而是将其更多地转化为无机 N,因此使得土壤 N_{\min} 、 $R_{\text{硝}}$ 转向正值^[57]。GSL 干湿两季的 N_{\min} 在 CK 与加 N 处理下均为负值(干季 HN 除外)(图 6),之后可能考虑测定其不同降雨强度下的微生物功能基因丰度与酶活性对 N 沉降的响应,以解释此现象。综上,今后可以探究各林分不同季节降水差异下土壤环境因子、土壤微生物碳源利用效率或者微生物功能基因丰度、酶活性等对 N 沉降的响应及交互作用,以期为全球变化下亚热带森林的碳、氮循环研究提供理论依据,也为森林可持续发展和管理提供科学指导。

4 结论

1) N 添加下,各林分土壤 TN 含量的上升增加了土壤可利用 N 含量,可能会促进土壤 N 转化和植物根系分泌物的产生,进而提高土壤 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 SOC 含量;而湿季含水量较高,可能致使土壤处于缺氧状态,利于微生物进行反硝化作用消耗 NO_3^- -N,也可能会加剧氮素的淋溶损失风险。

2) N 添加对湿季 GSL、干季 CL 的 C_{\min} 无显著影响;N 添加主要是通过改变土壤 pH 和无机 N 含量抑制了湿季 CL、两季 HSS 土壤的 C_{\min} ,而通过增加 YNS 土壤中的 SOC 含量,进而增加其中的易分解 SOC 含量促进土壤 C_{\min} 。

3) N 添加抑制土壤 N_{\min} 主要与 pH 正相关,与 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量负相关;湿季 CL 土壤 TN 含量的增加促进了植物生长发育,进而刺激微生物活动促进其分解有机 N,促进 N_{\min} ;而干季加 N 可能会引起 CL 土壤的 N 饱和。

4) YNS 干湿两季土壤的 C_{\min} 、 N_{\min} 均受到加 N 的促进作用,可能是由于 YNS 土壤自身氮素供应不足,外源 N 输入缓解了土壤 N 限制,改善了土壤生态环境,促进土壤的养分循环及植物、微生物的营养吸收与转化,从而促进矿化作用。

参考文献:

- [1] 曹平丽,孙思怡,卢胜旭,等. 亚热带米楮天然林土壤有机氮组分对模拟氮沉降的响应[J]. 水土保持学报, 2023, 37(4): 243-249.
- [2] 左倩倩,王邵军. 生物与非生物因素对森林土壤氮矿化的调控机制[J]. 浙江农林大学学报, 2021, 38(3): 613-623.
- [3] 李瑞,王邵军,兰梦杰,等. 石漠化土壤碳矿速率对丛枝菌根真菌接种的响应[J]. 生态环境学报, 2024, 33(10): 1506-1515.
- [4] Gao P, Lu M, Yang Y X, et al. Greenhouse light and CO_2 regulation considering cost and photosynthesis rate using i-nsGA II [J]. Expert Systems with Applications, 2024, 237: 121680.
- [5] 张雪冰,张泽和,鲁显楷. 森林生态系统土壤微生物碳利用效率对氮沉降增加的响应及其机制[J]. 地球科学进展, 2023, 38(10): 999-1014.
- [6] Huang P, Shen F Y, Abbas A, et al. Effects of different nitrogen forms and competitive treatments on the growth and antioxidant system of *Wedelia trilobata* and *Wedelia chinensis* under high nitrogen concentrations[J]. Frontiers in Plant Science, 2022, 13: 851099.
- [7] 王丽君,程瑞梅,肖文发,等. 氮添加对三峡库区马尾松-栓皮栎混交林土壤微生物生物量和酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2022, 33(1): 42-50.
- [8] Du E Z, Fenn M E, De Vries W, et al. Atmospheric nitrogen deposition to global forests: Status, impacts and management options[J]. Environmental Pollution, 2019, 250: 1044-1048.
- [9] 李晶晶. 氮添加对人工油松林土壤碳氮矿化过程及其微生物调控机制的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2020.
- [10] 贺佩,李悦,江明兢,等. 连续氮添加 14 年对温带典型草原土壤碳氮组分及物理结构的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(5): 1808-1823.

- [11] 陈红, 唐杨, 童跃伟, 等. 长白山苔原带土壤碳、氮矿化对氮沉降的响应[J]. 应用生态学报, 2019, 30(5): 1536–1542.
- [12] 李瑞, 冯继广, 朱彪. 氮磷添加对温带和亚热带森林土壤碳氮矿化的影响[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2022, 58(4): 730–738.
- [13] 纪永康, 马楠, 张慧, 等. 降水季节性分配对亚热带森林土壤氮矿化的影响[J]. 应用生态学报, 2024, 35(1): 186–194.
- [14] 王岩, 刁华杰, 董宽虎, 等. 降水变化与氮添加对晋北盐碱化草地土壤净氮矿化的影响[J]. 应用生态学报, 2021, 32(7): 2389–2396.
- [15] 王小南, 熊德成, 张宇辉, 等. 增温和氮添加对中亚热带杉木人工林土壤氮矿化和 N_2O 排放的影响[J]. 林业科学研究, 2023, 36(3): 22–31.
- [16] 陈灿灿, 马红亮, 高人, 等. 施氮与凋落物去除影响下中亚热带阔叶林土壤氮素矿化潜力和硝化潜力研究[J]. 生态环境学报, 2021, 30(3): 503–511.
- [17] 陈甜, 元方慧, 张琳梅, 等. 不同化学性质叶凋落物添加对土壤有机碳矿化及激发效应的影响[J]. 应用生态学报, 2022, 33(10): 2602–2610.
- [18] 聂二旗, 张心昱, 郑国砥, 等. 氮磷添加对杉木林土壤碳氮矿化速率及酶动力学特征的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(2): 615–623.
- [19] 杨仕明, 蔡乾坤, 刘文飞, 等. 杉木人工林土壤氮矿化对长期氮添加和季节的响应[J]. 浙江农林大学学报, 2021, 38(5): 945–952.
- [20] Riggs C E, Hobbie S E. Mechanisms driving the soil organic matter decomposition response to nitrogen enrichment in grassland soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 99: 54–65.
- [21] Wang H, Hu G Q, Xu W H, et al. Effects of nitrogen addition on soil organic carbon mineralization after maize stalk addition[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2018, 89: 33–38.
- [22] Cheng Y, Wang J, Wang J Y, et al. Nitrogen deposition differentially affects soil gross nitrogen transformations in organic and mineral horizons[J]. *Earth-Science Reviews*, 2020, 201: 103033.
- [23] He W Y, Zhang M M, Jin G Z, et al. Effects of nitrogen deposition on nitrogen-mineralizing enzyme activity and soil microbial community structure in a Korean pine plantation[J]. *Microbial Ecology*, 2021, 81(2): 410–424.
- [24] Lu M Z, Cheng S L, Fang H J, et al. Organic nitrogen addition causes decoupling of microbial nitrogen cycles by stimulating gross nitrogen transformation in a temperate forest soil[J]. *Geoderma*, 2021, 385: 114886.
- [25] 席颖青, 李晓, 刘小飞. 模拟氮添加对亚热带杉木人工林土壤有机碳矿化的影响[J]. 土壤, 2023, 55(1): 196–204.
- [26] 侯芳, 王克勤, 宋娅丽, 等. 滇中亚高山典型森林林下植被碳氮储量及其分配格局[J]. 水土保持研究, 2019, 26(1): 61–68.
- [27] 肖文贤, 宋娅丽, 王克勤, 等. 氮添加对滇中高原森林凋落物养分残留及其持水性的影响[J]. 水土保持学报, 2023, 37(3): 319–329.
- [28] 皇宝林, 温庆忠. 主要气候因素与云南松天然林生长率的关系研究[J]. 林业调查规划, 2019, 44(3): 47–50, 66.
- [29] 钟建军, 李林, 魏识广, 等. 漓江流域喀斯特森林土壤碳氮磷储量分布特征及其影响因素[J]. 水土保持学报, 2023, 37(6): 180–186, 193.
- [30] 陈天, 程瑞梅, 沈雅飞, 等. 氮添加对三峡库区马尾松人工林土壤团聚体有机氮组分和氮矿化的影响[J]. 应用生态学报, 2023, 34(10): 2601–2609.
- [31] Chen W, Hou Z, Zhang D H, et al. Increased soil moisture in the wet season alleviates the negative effects of nitrogen deposition on soil microbial communities in subtropical evergreen broad-leaved forest[J]. *Forests*, 2024, 15(8): 1473.
- [32] 梁阳森, 王克勤, 宋娅丽, 等. 氮沉降下滇中华山松林土壤特性变化对土壤呼吸的影响[J]. 西北林学院学报, 2023, 38(6): 10–19.
- [33] 周伟, 孙向阳, 李素艳, 等. 有机覆盖对城市森林土壤有机碳矿化及其氧化稳定性特征的影响[J]. 土壤, 2022, 54(4): 779–786.
- [34] 马丽娜, 王喜明, 代万安, 等. 西藏高原日光温室菜地土壤碳、氮矿化特征研究[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2013, 21(11): 1340–1349.
- [35] 王美娟, 段文标, 陈立新, 等. 模拟氮磷沉降和凋落物处理对红松林土壤全氮和有机氮的影响[J]. 中国水土保持科学(中英文), 2022, 20(5): 56–65.
- [36] 周于波, 王景燕, 黄帅, 等. 水热条件对华西雨屏区椴木人工林土壤氮矿化的影响[J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2019, 34(3): 479–485.
- [37] 赵伟文, 梁文俊, 魏曦. 不同林分类型对土壤理化性质特征的影响[J]. 山西农业大学学报(自然科学版), 2019, 39(2): 61–68.
- [38] 吕晶花, 赵旭燕, 陆梅, 等. 氮沉降下纳帕海草甸植被与土壤变化对微生物生物量碳氮的影响[J]. 应用生态学报, 2023, 34(6): 1525–1532.
- [39] 张雨鉴, 王克勤, 宋娅丽, 等. 滇中亚高山地带性植被凋落物分解对模拟氮沉降的响应[J]. 生态学报, 2020, 40(22): 8274–8286.
- [40] Wang R Z, Dorodnikov M, Yang S, et al. Responses of enzymatic activities within soil aggregates to 9-year nitrogen and water addition in a semi-arid grassland[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 81: 159–167.
- [41] Giese M, Gao Y Z, Lin S, et al. Nitrogen availability in a grazed semi-arid grassland is dominated by seasonal rainfall[J]. *Plant and Soil*, 2011, 340(1): 157–167.
- [42] 张秦泽, 郝广, 李洪远. 外源输入氮的有效性及其对植物生长与生理影响的研究进展[J]. 生态学杂志, 2024, 43(3): 878–887.
- [43] 任雨佳, 刘夏琳, 王惠玲, 等. 北方农牧交错带赖草草地土壤氮矿化对不同放牧强度的响应[J]. 草地学报, 2020, 28(2): 328–337.
- [44] 张雨鉴, 宋娅丽, 王克勤, 等. 滇中亚高山人工林凋落物分解对模拟氮沉降的响应[J]. 应用生态学报, 2020, 31(8): 2523–2532.
- [45] 许展颖, 陈小梅, 张雪莹, 等. 短期降水控制对鼎湖山南亚热带季风林土壤有机碳及官能团碳组分的影响[J]. 生态科学, 2023, 42(5): 223–230.

- [46] 杨予静, 刘世荣, 陈琳, 等. 马尾松人工林土壤和团聚体有机碳矿化对穿透雨减少的响应[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6): 1779–1786.
- [47] Yu J C, Chiang P N, Lai Y J, et al. High rainfall inhibited soil respiration in an Asian monsoon forest in Taiwan[J]. *Forests*, 2021, 12(2): 239.
- [48] 张亚庆, 胡慧蓉. 滇中磨盘山几种典型林分枯落物及土壤的持水特性[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(15): 296–301.
- [49] 李仪. 降水减少和施氮对亚热带山地森林土壤有机碳含量和微生物群落的影响[D]. 北京: 中国科学院大学(中国科学院武汉植物园), 2020.
- [50] Zhou M X, Yan G Y, Xing Y J, et al. Nitrogen deposition and decreased precipitation does not change total nitrogen uptake in a temperate forest[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 32–41.
- [51] 杨静怡, 王旭, 孙立飞, 等. 氮磷添加对长白山温带森林土壤微生物群落组成和氨基糖的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(6): 1948–1956.
- [52] 鲁显楷, 莫江明, 张伟, 等. 模拟大气氮沉降对中国森林生态系统影响的研究进展[J]. 热带亚热带植物学报, 2019, 27(5): 500–522.
- [53] 陈洁, 骆土寿, 周璋, 等. 氮沉降对热带亚热带森林土壤氮循环微生物过程的影响研究进展[J]. 生态学报, 2020, 40(23): 8528–8538.
- [54] 李磊, 王岩, 胡姝娅, 等. 草甸草原土壤碳/氮矿化潜力及土壤微生物水分敏感性对极端干旱的响应[J]. 应用生态学报, 2020, 31(3): 814–820.
- [55] Li Z L, Tian D S, Wang B X, et al. Microbes drive global soil nitrogen mineralization and availability[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(3): 1078–1088.
- [56] Liu S, Luo D, Cheng R M, et al. Temporal variability in soil net nitrogen mineralization among forest regeneration patterns in eastern Tibetan Plateau[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 128: 107811.
- [57] 白洁冰, 徐兴良, 付刚, 等. 温度和氮素输入对青藏高原 3 种高寒草地土壤氮矿化的影响[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(24): 14698–14700, 14756.

(责任编辑: 王方方)