

DOI: 10.20103/j.stxb.202504090827

杜馨如, 杨荣, 王兰丰, 张婷, 裴广廷, 贺同鑫, 张伟, 张伟东, 孙建飞. 氮添加和固氮植物引种对喀斯特草地生态系统土壤有机碳矿化的影响. 生态学报, 2026, 46(4): 1700-1711.

Du X R, Yang R, Wang L F, Zhang T, Pei G T, He T X, Zhang W, Zhang W D, Sun J F. Effects of nitrogen addition and introduction nitrogen-fixing plants on soil organic carbon mineralization in Karst grassland ecosystems. Acta Ecologica Sinica, 2026, 46(4): 1700-1711.

氮添加和固氮植物引种对喀斯特草地生态系统土壤有机碳矿化的影响

杜馨如^{1,3}, 杨 荣², 王兰丰^{1,3}, 张 婷^{1,3}, 裴广廷^{1,4}, 贺同鑫^{1,4,*}, 张 伟², 张伟东⁵, 孙建飞^{1,4}

1 南宁师范大学北部湾环境演变与资源利用教育部重点实验室, 广西地表过程与智能模拟重点实验室, 南宁 530001

2 中国科学院亚热带农业生态研究所河池环江农田生态系统广西野外科学观测研究站, 环江 547100

3 南宁师范大学地理科学与规划学院, 南宁 530001

4 南宁师范大学弄岗喀斯特生态系统广西野外科学观测研究站, 崇左 532499

5 中国科学院沈阳应用生态研究所, 中国科学院森林生态与保育重点实验室, 湖南会同森林生态实验站, 会同 418307

摘要:外源氮输入是驱动氮限制喀斯特草地生态系统植被恢复和土壤碳固存的关键因子。土壤有机碳矿化是碳输出的重要途径。然而, 目前的研究大多集中于氮添加对有机碳矿化的影响, 对于固氮植物氮输入的影响关注较少。基于此, 以喀斯特自然恢复草地为研究对象, 探究持续 4 年的氮添加和固氮植物引种(深紫木蓝和紫穗槐)两种氮输入方式和氮输入量(对照、低氮和高氮)对土壤有机碳矿化和 Q_{10} 的影响。结果表明: (1) 外源氮输入显著增加土壤铵态氮和有效氮含量, 最大增幅分别达 245.2% 和 152.3%。与低密度固氮植物引种相比, 高密度固氮植物引种下土壤有效磷含量呈现降低趋势。(2) 氮输入量显著影响土壤有机碳矿化, 表现为低氮促进, 特别是氮添加和深紫木蓝更明显, 增幅分别为 14.4% 和 21.5%; 而高氮呈现抑制的趋势。氮输入降低 Q_{10} , 且低氮输入量降低 Q_{10} 的效果比高氮输入更明显, 尤其是深紫木蓝, 低密度种植比高密度种植显著降低 19.0%。冗余分析结果表明, 土壤理化性质解释了土壤有机碳矿化特征的 45.3%, 其中铵态氮占 15.4%, 有效磷占 18.8%。土壤有效磷是影响有机碳矿化的主要因素, 这可能与固氮植物生物固氮耗磷有关。土壤氮有效性是影响 Q_{10} 的主要因素, 可能与氮有效性增加提高有机碳稳定性有关。(3) 氮输入方式对有机碳矿化和 Q_{10} 的影响不显著, 氮添加与深紫木蓝引种的效果趋同, 而紫穗槐的影响较弱。综上, 在喀斯特草地生态系统外源氮输入初期, 氮输入量对土壤有机碳矿化的影响更重要。未来氮沉降增加, 固氮植物引种将有利于喀斯特草地土壤有机碳存留, 而深紫木蓝可作为喀斯特草地生态系统植被恢复的优选模式。

关键词:氮添加; 固氮植物; 有机碳矿化; 温度敏感性; 喀斯特草地生态系统

Effects of nitrogen addition and introduction nitrogen-fixing plants on soil organic carbon mineralization in Karst grassland ecosystems

DU Xinru^{1,3}, YANG Rong², WANG Lanfeng^{1,3}, ZHANG Ting^{1,3}, PEI Guangting^{1,4}, HE Tongxin^{1,4,*}, ZHANG Wei², ZHANG Weidong⁵, SUN Jianfei^{1,4}

1 Key Laboratory of Environment Change and Resources Use in Beibu Gulf, Ministry of Education, Guangxi Key Laboratory of Earth Surface Processes and Intelligent Simulation Nanning Normal University, Nanning 530001, China

2 Huanjiang Observation and Research Station for Karst Ecosystems, Chinese Academy of Sciences, Huanjiang 547100, China

3 School of Geography and Planning, Nanning Normal University, Nanning 530001, China

基金项目:国家自然科学基金项目(42367068); 国家自然科学基金项目(42277468); 孙建飞八桂青年拔尖人才项目(sunjianfei 2023)

收稿日期:2025-04-09; **网络出版日期:**2025-11-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: htx@nnu.edu.cn

4 Nonggang Karst Ecosystem Observation and Research Station of Guangxi, Chongzuo 532499, China

5 Huitong Experimental Station of Forest Ecology, Chinese Academy of Sciences, Huitong 418307, China

Abstract: Exogenous nitrogen (N) input was the key factor driving vegetation restoration and soil carbon (C) sequestration in Karst grassland ecosystems, which were undergoing N limitation. Soil organic carbon (SOC) mineralization was an important pathway for soil C output. However, most studies focused on the effects of N addition on SOC mineralization, while less attention was paid to the impacts of nitrogen-fixing plants. Thus, the effects of N input types, including N addition and introduction of nitrogen-fixing plants (*Indigofera atropurpurea* and *Amorpha fruticosa*), and N input amount (control, low N, and high N) on SOC mineralization and Q_{10} were investigated in a four-years experiment in a karst natural restoration grassland. The results showed that (1) Exogenous nitrogen input significantly increased soil ammonium nitrogen and available nitrogen contents, with maximum increases of 245.2% and 152.3%, respectively. Compared with low-density introduction of nitrogen-fixing plants, high-density introduction showed a decreasing trend in soil available phosphorus content. (2) N input amount significantly affected SOC mineralization, and low N input significantly increased SOC mineralization, especially in N addition and introduction of *Indigofera atropurpurea*, with increases of 14.4% and 21.5%, respectively. However, high N input trended to reduce SOC mineralization. N input reduced Q_{10} , and the effect of low N input on reducing Q_{10} was more obvious than that of high N input. Especially for *Indigofera atropurpurea*, low-density planting significantly reduced by 19.0% compared to high-density planting. Redundancy analysis results showed that soil physicochemical properties explained 45.3% of the changes in SOC mineralization characteristics, with ammonium nitrogen and available phosphorus accounting for 15.4% and 18.8%, respectively. Soil available phosphorus was a major factor influencing SOC mineralization. This might be related to the phosphorus consumption during the biological N fixation by nitrogen-fixing plants. Soil N availability was a major factor influencing Q_{10} , which might be related to the enhanced stability of SOC under increased N availability. (3) The form of N input had no significant effects on SOC mineralization and Q_{10} . The effects of N addition and the introduction of *Indigofera atropurpurea* were similar, whereas *Amorpha fruticosa* showed a weaker impact. In summary, N input amount was more important for affecting SOC mineralization in the early stage of exogenous N input in Karst grassland ecosystems. Future increases in N deposition and the introduction of nitrogen-fixing plants were found to favor SOC retention in Karst grasslands. Additionally, *Indigofera atropurpurea* was identified as a preferred model for vegetation restoration in Karst grassland ecosystems.

Key Words: nitrogen addition; nitrogen-fixing plant; SOC mineralization; Q_{10} ; Karst grassland ecosystems

土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)储量及稳定性是调控土壤质量、生物多样性和养分有效性等土壤生态功能的关键因素,对生态系统稳定性和可持续性产生重要影响^[1-3]。土壤 SOC 固存取决于碳输入与输出之间的动态平衡, SOC 矿化是碳输出的主要过程^[4]。SOC 矿化是微生物分解土壤有机质释放 CO₂的过程,受生物(酶活性、微生物量和群落结构等)和非生物(温度、水分、土壤养分、pH 等)因素共同调控^[5-8]。

外源氮输入对 SOC 矿化速率和方向产生重要影响^[9-11],但其影响效应因氮输入方式、氮输入量和时长等而有所差异^[12-14]。大气氮沉降和固氮植物生物固氮是陆地生态系统外源氮输入的重要方式^[15-16]。然而,目前更多的研究集中于氮添加模拟大气氮沉降对 SOC 矿化的影响。如 SOC 矿化对氮添加量呈现“低促高抑”的响应:低氮输入通过缓解微生物氮限制促进 SOC 矿化;而高氮输入通过提高氮有效性和微生物碳利用效率,抑制 SOC 分解^[9]。氮添加时长也是影响氮输入效应的重要因素:短期氮输入可能因微生物活动受碳源限制而未显著影响 SOC 矿化^[17];而长期氮添加导致的土壤酸化、微生物生物量减少显著降低 SOC 矿化^[10]。大气氮沉降主要通过改变土壤 pH 和氮可利用性直接影响土壤微生物活性,从而影响 SOC 矿化^[10,18];而固氮植物影响 SOC 矿化的作用途径较复杂,因研究十分缺乏而具有很大的不确定性。一方面,固氮植物通过根瘤将大气中的 N₂转化为铵氮,增加氮素有效性,改变微生物群落结构,并影响植被演替^[19]。另一方面,固氮植物

根系分泌物和凋落物作为有机质输入,不仅增加氮素供给,也为微生物提供易分解的碳源。特别是,固氮植物较低 C/N 的凋落物是高质量的碳源^[20]。此外,固氮植物生物固氮过程中需要消耗更多的磷^[21]。综上,这些因素可能导致固氮植物对 SOC 矿化的影响有别于氮添加的影响。然而,目前研究主要聚焦于固氮植物引种对氮有效性、微生物群落和植物生物量的影响^[22-24],而对其如何影响 SOC 矿化的研究仍十分缺乏。

SOC 矿化对温度变化的响应程度称之为温度敏感性,常用 Q_{10} 来表示,是表征 SOC 稳定性的重要指标。 Q_{10} 是指温度每增加 10°C 土壤有机碳矿化速率所增加的倍数,数值越大,温度敏感性越高。现有研究表明氮添加对 Q_{10} 的影响存在差异,受多种因素的共同调控。生态系统类型、土壤微生物群落功能、氮输入量及处理时长等均会显著影响 Q_{10} 的响应方向,表现为增加^[25],降低^[26]或无影响^[18]。例如,草地、灌木和湿地生态系统的 Q_{10} 值随着氮输入增加而显著降低;而农田、落叶林和针叶林生态系统的 Q_{10} 值则表现为随氮输入量增加而上升^[27];而在竹林生态系统因氮沉降持续时间较短而并未改变 Q_{10} 值^[28]。目前,固氮植物对 Q_{10} 的影响鲜有报道。综上,目前的研究多聚焦氮添加对 SOC 矿化特征的影响,对于系统比较固氮植物和氮添加对 SOC 矿化的影响差异机制仍不清楚,尤其是针对脆弱的生态系统。

中国西南喀斯特地区生态环境脆弱、敏感度高,加上人类对自然资源的不合理利用,导致生态系统退化,进而引发大面积基岩裸露的喀斯特石漠化问题^[29-30]。长期的历史干扰加速土壤养分,尤其是土壤氮素的快速淋溶损失。尽管大规模生态恢复工程显著提高地上植被的覆盖度,但在石漠化自然恢复过程中,氮素有效性不足致使喀斯特石漠化恢复系统长期停滞于草地阶段^[31]。外源氮输入,包括大气氮沉降和固氮植物引种,可以有效缓解氮限制^[32],以期达到增氮促碳,增加土壤碳固存^[33],促进群落演替。然而,目前关于氮输入影响喀斯特草地生态系统土壤 SOC 矿化的研究较少,特别是固氮植物引种的研究极为缺乏。基于此,本研究依托中国科学院环江喀斯特生态系统观测研究站“外源氮输入与碳氮循环实验场”长期样地,以典型喀斯特自然恢复草地为研究对象,探究不同氮输入方式(氮添加和固氮植物引种)和氮输入量对 SOC 矿化和 Q_{10} 的影响。鉴于两种氮输入方式可能对土壤性质的改变,如 pH、氮有效性、磷有效性、碳可利用性等存在差异,我们假设固氮植物引种和氮添加对 SOC 矿化特征的影响不同;而且不同种植密度和氮添加量改变土壤性质的强度不同,从而对 SOC 矿化特征产生差异性影响。本研究结果将为喀斯特草地生态系统土壤碳固存,及未来植被恢复策略的制定提供科技支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于广西壮族自治区环江毛南族自治县中国科学院环江喀斯特生态系统观测研究站(39°59' N, 116°20' E),海拔高度约 270.0—647.2 m,面积约 146.1 hm²,为典型的喀斯特峰丛洼地地貌。洼地面积占实验站总面积的 20%,平均基岩裸露为 15%。土壤是白云岩发育而成的碱性石灰土^[34],土层平均厚度为 20—160 cm^[7]。该区气候类型为亚热带季风气候,年平均气温为 19.9°C,极端高温 38.7°C,极端低温 -5.2°C,全年无霜期为 300—330 d,年降雨量为 1389.1 mm,具有明显的旱雨季,70%集中在雨季^[14,35]。常见草本植物有蔓生莠竹(*Microstegium fasciculatum*)、大画眉草(*Eragrostis cilianensis*)、白茅(*Imperata cylindrica*)和鬼针草(*Bidens pilosa*)等。样地植被具体情况如表 1 所示。

1.2 试验设计

1.2.1 样地设置和样品采集

2014 年布置外源氮输入草地观测样地^[36],共计 21 个小区(图 1),每个小区为 5 m×4 m,为了阻断地下植物根系之间的互通和地表径流的交换,每个小区之间设置地下深为 50 cm 和高至地表 20 cm 的水泥墙。氮添加设置 3 个处理水平,分别为空白对照(CK:0 g m⁻² a⁻¹)、低氮(N₁:5 g m⁻² a⁻¹)、高氮(N₂:10 g m⁻² a⁻¹),每月初喷洒硝酸铵溶液(NH₄NO₃)进行施肥处理,对照组喷洒等量清水。固氮植物引种采用豆科灌木深紫木蓝(*Indigofera atropurpurea*)和紫穗槐(*Amorpha fruticosa*),设置 3 种不同的种植密度代表 3 种氮输入水平:分别为

对照(CK)、低种植密度(5000 株/hm²)、高种植密度(10000 株/hm²),本文低种植密度的深紫木蓝和紫穗槐(木₁和紫₁)代表低氮输入,高种植密度的深紫木蓝和紫穗槐(木₂和紫₂)代表高氮输入。

表 1 植物群落信息

Table 1 Information of plant community

植物类群 Plant groups	物种 Species	高度 Height/m	平均盖度 Average canopy/m ²	数量 Quantity/ (株/m ²)	重要值 Importance value
禾本科 Poaceae	蔓生莠竹 <i>Microstegium fasciculatum</i>	1.23	1.25	4.50	0.32
	水蔗草 <i>Apluda mutica</i>	1.86	12.00	15.50	0.30
	白茅 <i>Imperata cylindrica</i>	0.79	24.67	32.00	0.16
	大画眉草 <i>Eragrostis cilianensis</i>	0.75	10.00	10.00	0.07
菊科 Asteraceae	鬼针草 <i>Bidens pilosa</i>	0.70	0.50	1.00	0.18
豆科 Fabaceae	假木豆 <i>Dendrolobium triangulare</i>	0.38	6.00	5.50	0.13
马鞭草科 Verbenaceae	黄荆 <i>Vitex negundo</i>	1.50	0.50	1.00	0.08

2018 年 8 月采集土壤样品,采用五点取样法,每个小区用土钻采取表层土壤(0—15 cm),混合后挑除砂砾及根系,过 2 mm 筛,一部分新鲜土样在 4℃ 冰箱中保存,用于测定铵态氮(NH₄⁺)和硝态氮(NO₃⁻)含量;一部分土壤样品风干、磨碎,用于测定土壤有机碳矿化、土壤有效磷(AP)、有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)、交换性钙离子(Ca²⁺)含量和 pH 等。



图 1 喀斯特自然草地外源氮输入观测样地处理设计

Fig.1 Treatment design of observation plots for exogenous N input in karst natural grassland

CK:对照;N₁:5 g m⁻² a⁻¹;N₂:10 g m⁻² a⁻¹;木₁:低种植密度深紫木蓝;紫₁:低种植密度紫穗槐;木₂:高种植密度深紫木蓝;紫₂:高种植密度紫穗槐

1.2.2 土壤有机碳矿化测定

采用碱液吸收法测定 SOC 矿化速率^[8]:称取 100 g 过 2 mm 筛的风干土样,置于 500 mL 培养瓶,调节水分至 60%田间持水量,25℃ 黑暗条件下预培养 7 d。预培养结束后,将装有 10 mL 0.1 mol/L 的 NaOH 的广口瓶放入培养瓶中,分别置于 25℃ 和 35℃ 培养箱中密封培养,每个培养箱设置 6 个空白对照。在培养的第 1、4、8、15、22、31 d 进行取样,用 0.05 mol/L HCl 溶液滴定测定 CO₂ 释放量。

1.2.3 土壤理化性质测定

流动分析仪(Bran-Luebbe Inc., Germany)测定 NH₄⁺ 和 NO₃⁻:称取 10 g 新鲜土样,加入 50 mL 2 mol/L 的 KCl,25℃、250 rpm 振荡 1 h,定性中速滤纸过滤,取上清液 10 mL 进行测定。土壤有效氮(AN)含量为铵态氮和硝态氮之和。流动分析仪测定土壤 AP:分别称取 5 g 过 2 mm 筛风干土样,加入 50 mL 0.5 mol/L NaHCO₃ 溶液淋洗,25℃、250 rpm 振荡 30 min,定量中速滤纸过滤,取 1 mL 上清液并用流动分析仪进行测定。流动分析仪测定土壤 TP:称取 1 g 过筛风干土,加入 4 mL H₂SO₄ 和 1 mL HClO₄,电热板上消煮至灰白色,冷却后定容至 100 mL,摇匀待测。火焰原子吸收光谱仪(240 AA, agilent, America)测 Ca²⁺ 含量:称取 5 g 风干土放入慢速

滤纸中,用 200 mL 1 mol/L 的乙酸铵溶液冲洗,最后定容至 250 mL,取淋洗液 100 mL 进行测定。pH 计测定土壤 pH:分别称取 10 g 过 2 mm 筛风干土样,取 50 mL 去 CO₂水,计时搅拌 1 min,静置沉淀,将电极浸入待测土样的悬浊液中,待读数稳定记录 pH 值。

元素分析仪(Isoprime vario ISOTOPE cube, Elementar, Germany)测定 SOC、TN 含量:因喀斯特土壤富钙偏碱的特性,SOC 含量测定需要对土壤预先进行酸洗处理,除掉土壤中的无机碳,具体操作过程为^[7]:称取风干土 10 g 于 100 mL 烧杯,加入 20 mL 0.5 mol/L 盐酸,每隔 2 h 搅拌 3 min,静置过夜;第二天测定土壤 pH,再加入 20 mL 0.5 mol/L 盐酸,搅拌并观察是否有气泡;若无气泡,则加入 30 mL 去离子水,多次搅拌,静置澄清,吸管将上清液吸出,重复操作 4—5 遍,直至溶液呈中性结束。土壤样品 60℃ 烘干后磨碎,过 65 目筛。分别称取 50 mg 酸洗和未酸洗土壤包样上机测定。

1.2.4 数据分析与处理

(1) 土壤有机碳矿化量计算公式如下:

$$MC = 22 \times c \times (V_0 - V) / m$$

式中,MC 为培养期土壤有机碳矿化量(mg/kg),V 为盐酸滴定样品消耗的盐酸体积(mL),V₀为使用盐酸滴定空白消耗的盐酸体积(mL),c 为滴定盐酸的浓度(mol/L),m 为干土的质量(kg)。

(2) 土壤有机碳矿化速率的计算公式如下:

$$R = MC / t$$

式中,R 为土壤有机碳矿化速率(mg kg⁻¹ d⁻¹),MC 为培养时间 t 内 CO₂-C 积累量(mg/kg),t 为培养时间(d)。

(3) 温度敏感性 Q₁₀的计算如下:

$$Q_{10} = R_1 / R_2$$

式中,R₁为 35℃ 下土壤呼吸速率,R₂为 25℃ 下土壤呼吸速率。

采用 SPSS 18.0 和 Excel 2021 软件进行数据处理和统计分析。分析前对所有数据进行了正态分布和方差齐性检验。单因素方差分析及其 LSD 多重比较用于检验不同氮输入处理之间的土壤理化性质、SOC 矿化速率和 Q₁₀差异。显著性水平设定为 P<0.05,事后多重比较采用最小显著差异法(LSD)。双因素方差分析用于检验氮输入量和输入方式以及交互作用差异。C_{min}、Q₁₀与土壤理化性质间的冗余分析用 Canoco 5.0 软件实现,Origin 8.0 制图。图表中数据为平均值±标准误。

2 结果分析

2.1 氮输入对土壤理化性质的影响

不同氮输入方式和氮输入水平显著影响土壤理化性质(表 2)。外源氮输入增加了土壤 NH₄⁺ 和 AN 含量,其中,N₁、N₂和木₂显著增加,而木₁、紫₁和紫₂存在增加趋势。与 CK 相比,N₁、N₂、木₁、木₂、紫₁和紫₂土壤 NH₄⁺ 含量增幅分别为 245.2%、212.0%、92.4%、189.5%、111.1%和 103.8%;AN 含量增幅分别为 152.3%、119.3%、42.0%、123.2%、57.8%和 50.5%。与 CK 相比,外源氮输入对 SOC、TN、Ca²⁺、TP 和 pH 的影响不显著(P>0.05)。与低密度固氮植物引种相比,高密度固氮植物引种下土壤 TP 和 AP 含量呈现降低趋势。

2.2 氮输入对土壤有机碳矿化的影响

双因素方差分析结果显示,氮输入量对 SOC 矿化速率产生显著的影响,氮输入方式的影响较弱,两者存在显著的交互作用(图 2)。整体而言,低氮输入促进了 SOC 矿化,而高氮输入存在抑制 SOC 矿化的趋势(P=0.08)。与 CK(5.95 mg kg⁻¹ d⁻¹)相比,N₁(6.80 mg kg⁻¹ d⁻¹)和木₁(7.23 mg kg⁻¹ d⁻¹)显著提高了 SOC 矿化速率和 SOC 累积矿化量(C_{min})(P<0.05),增幅分别为 14.4%和 21.5%,紫₁(6.16 mg kg⁻¹ d⁻¹)有增加的趋势;N₂(5.93 mg kg⁻¹ d⁻¹)、木₂(5.64 mg kg⁻¹ d⁻¹)和紫₂(5.50 mg kg⁻¹ d⁻¹)有降低趋势,但差异不显著。

2.3 氮输入对土壤有机碳矿化温度敏感性的影响

氮输入量对 Q₁₀产生显著的影响,而输入方式的影响不显著(图 3)。整体而言,氮输入降低了 Q₁₀,低氮输

入降低 Q_{10} 的效果显著,而高氮输入则存在降低趋势($P=0.10$)。 N_1 (1.62) 和木₁ (1.65) 显著低于 CK (2.09), 分别降低了 22.7% 和 21.4% ($P<0.05$); 紫₁ 的 Q_{10} 为 1.85, 低于 CK, 但是差异不显著。与 CK 相比, N_2 (1.84)、木₂ (2.03) 和紫₂ (1.95) 有降低 Q_{10} 的趋势, 但均未达到显著水平。

表 2 土壤理化性质

Table 2 Soil physicochemical properties

处理 Treatment	外源氮输入处理 Exogenous nitrogen input treatment						
	CK	N_1	N_2	木 ₁	木 ₂	紫 ₁	紫 ₂
全氮 TN/(g N/kg)	2.72±0.09	2.60±0.04	2.47±0.06	2.52±0.19	2.50±0.22	2.62±0.14	2.37±0.14
土壤有机碳 SOC/(g C/kg)	24.04±0.22	25.11±1.00	25.00±1.29	24.05±1.94	24.46±0.75	25.47±2.64	23.32±1.60
全磷 TP/(g P/kg)	0.98±0.01ab	0.91±0.01ab	0.97±0.05ab	0.98±0.03ab	0.87±0.08b	1.07±0.07a	0.94±0.03ab
有效氮 AN/(mg N/kg)	6.25±0.21b	15.78±0.44a	13.72±0.42a	8.88±1.80ab	13.96±2.84a	9.87±2.21ab	9.42±2.36ab
铵态氮 NH_4^+ /(mg N/kg)	3.97±0.17b	13.70±0.40a	12.38±0.52a	7.64±1.91ab	11.49±2.70a	8.38±1.92ab	8.09±2.06ab
硝态氮 NO_3^- /(mg N/kg)	2.29±0.08	2.08±0.70	1.33±0.24	1.24±0.13	2.47±0.40	1.49±0.46	1.33±0.35
有效磷 AP/(mg P/kg)	5.34±0.34ab	5.17±0.35ab	4.71±0.13b	7.72±0.68a	5.21±0.64ab	5.83±1.14ab	5.00±0.73b
交换性钙离子 Ca^{2+} /(g/kg)	1.53±0.04	1.30±0.11	1.31±0.11	1.36±0.12	1.50±0.11	1.30±0.18	1.36±0.10
pH	7.67±0.13	7.59±0.14	7.45±0.07	7.50±0.19	7.44±0.22	7.48±0.03	7.38±0.08
土壤有机碳* SOC/(g C/kg)	24.04±0.22	26.44±1.12	25.71±1.92	26.18±1.67	25.01±1.98	27.24±1.35	25.08±0.69

同行不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$); CK: 对照; N_1 : $5\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$; N_2 : $10\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$; 木₁: 低种植密度深紫木蓝; 紫₁: 低种植密度紫穗槐; 木₂: 高种植密度深紫木蓝; 紫₂: 高种植密度紫穗槐; TN: 全氮 Total nitrogen; SOC: 有机碳 Soil organic carbon; TP: 全磷 Total phosphorus; AN: 有效氮 Available nitrogen; NH_4^+ : 铵态氮 Ammonium nitrogen; NO_3^- : 硝态氮 Nitrate nitrogen; AP: 有效磷 Available phosphorus; Ca^{2+} : 交换性钙离子 Exchangeable calcium ion; pH: 土壤 pH 值 Soil pH value; 土壤有机碳*: 2020 年土壤有机碳

2.4 土壤有机碳矿化及温度敏感性与土壤理化性质的关系

SOC 矿化特征和土壤理化性质冗余分析结果表明, 第一轴和第二轴分别解释了 SOC 矿化及 Q_{10} 变异的 37.54% 和 7.80% (图 4)。土壤 NH_4^+ 、AP 是影响 SOC 矿化特征的主要因子, NH_4^+ 占 15.4% ($P<0.05$), AP 占 18.8% ($P<0.05$, 表 3)。热图分析表明, C_{\min} 与 AP 显著正相关($P<0.05$), Q_{10} 与 AN、 NH_4^+ 显著负相关($P<0.05$) (图 5)。

表 3 冗余分析土壤理化性质对土壤有机碳矿化的解释率

Table 3 Explained variance of the effects of soil properties on SOC mineralization in redundancy analysis

影响因子 Impact factors	土壤有机碳矿化特征 Characteristics of SOC mineralization		
	解释率	显著性 P	
	Explained variance/%	Significant value	
土壤理化性质 Soil properties	铵态氮 NH_4^+	15.4	0.04
	有效磷 AP	18.8	0.03
	交换性钙 Ca^{2+}	2.5	0.49
	总磷 TP	3.7	0.37
	有效氮 AN	1.8	0.66
	土壤有机碳 SOC	1.7	0.68
	pH	1.5	0.74

3 讨论

3.1 氮输入对喀斯特草地土壤有机碳矿化的影响

氮输入量显著影响 SOC 矿化速率, 呈现低氮促进, 高氮抑制的趋势 (图 2), 这与之前的研究结果一致 [37–38]。如 Meta 分析表明低氮促进土壤呼吸, 高氮促进效果减弱, 甚至抑制土壤呼吸 [38]。相类似的, 在温

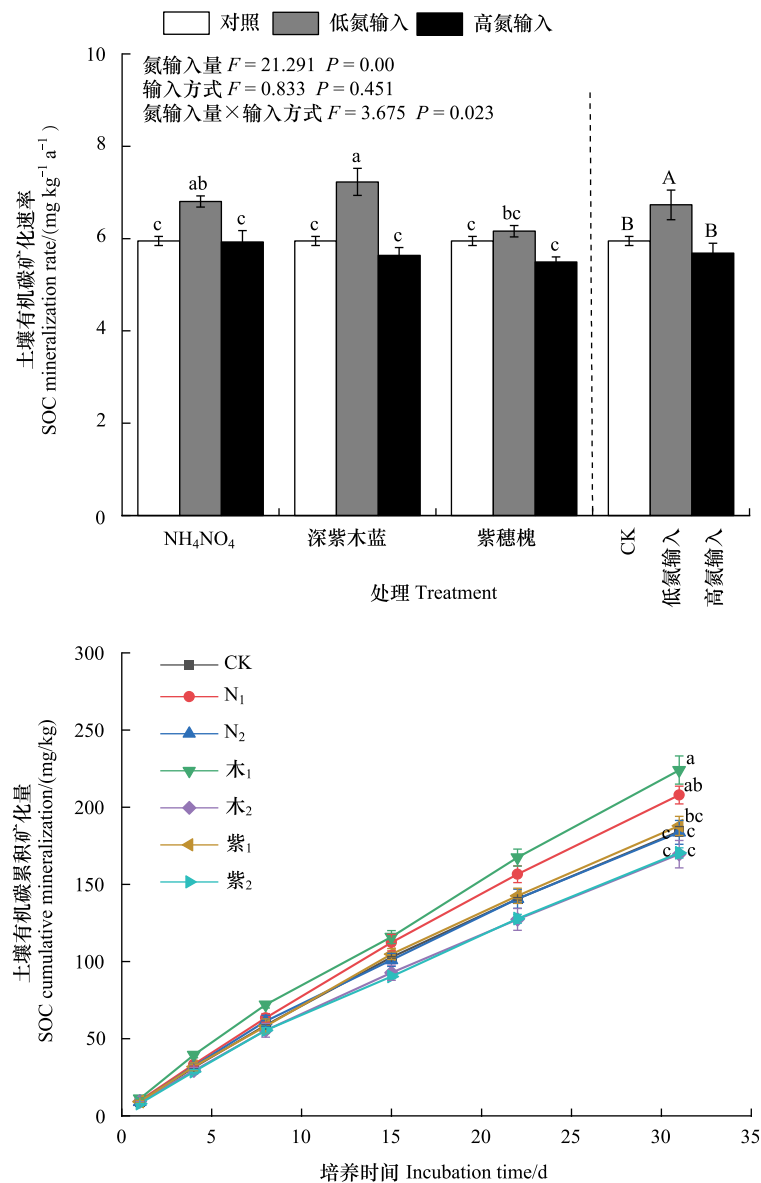


图2 氮输入对喀斯特草地土壤有机碳矿化速率及有机碳累积矿化量的影响

Fig.2 Effects of N input on SOC mineralization rate and cumulative mineralization in Karst grassland

不同小写字母表示不同外源氮输入间差异显著,不同大写字母表示不同氮输入量间差异显著 ($P < 0.05$)

带针阔混交林中,也表现出低氮促进,高氮抑制的结果^[37]。根据微生物氮挖掘理论,适度氮添加(如 N₁ 或 木₁)可缓解生态系统土壤氮限制,激发植物地下碳分配和微生物活性,进而促进 SOC 矿化^[37-38]。而高浓度氮(如 N₂ 或 木₂)输入后土壤氮相对充足,能够满足植物和微生物氮素需求,因而降低 SOC 矿化^[39-40]。本研究喀斯特草地生态系统处于氮素限制状态^[31],低氮输入可能提高植物生产力,增加植物向地下碳供应,但低氮 ($5 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)可能无法满足微生物氮素需求,进而促进 SOC 矿化。此外,以往的研究表明高氮输入降低土壤 pH,进而抑制微生物活性^[7,10,41]。尽管由于外源氮输入处理年限较短,以及喀斯特石灰土富含 Ca²⁺ 和 Mg²⁺ 可能对土壤酸化具有较高的缓冲性,土壤 pH 变化未达到显著水平,但高氮输入的 pH 略有下降(表 2),可能削弱了对弱碱性环境敏感的微生物的活性,从而抑制了 SOC 矿化^[7,10]。本研究并未发现 SOC 矿化与有效氮和 pH 存在显著的相关关系(图 4 和 5),一方面很可能是因为处理时间短(4 年),高氮与低氮处理间土壤有效氮和 pH 并未产生显著差异(表 1);另一原因,可能是由于固氮植物引种导致影响 SOC 矿化的关键因子发生变

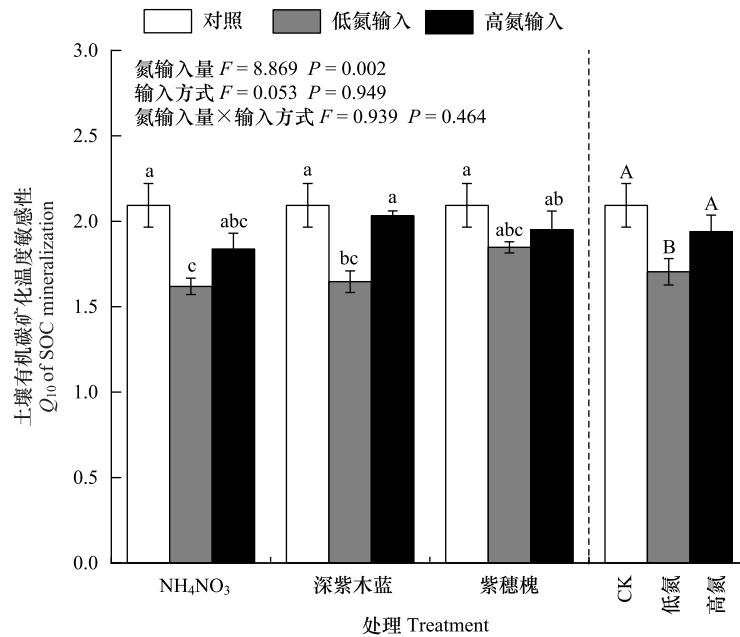


图 3 氮输入对喀斯特草地土壤有机碳矿化温度敏感性的影响

Fig.3 Effect of N input on Q_{10} in Karst grassland

不同小写字母表示不同外源氮输入间差异显著,不同大写字母表示不同氮输入量间差异显著 ($P < 0.05$)

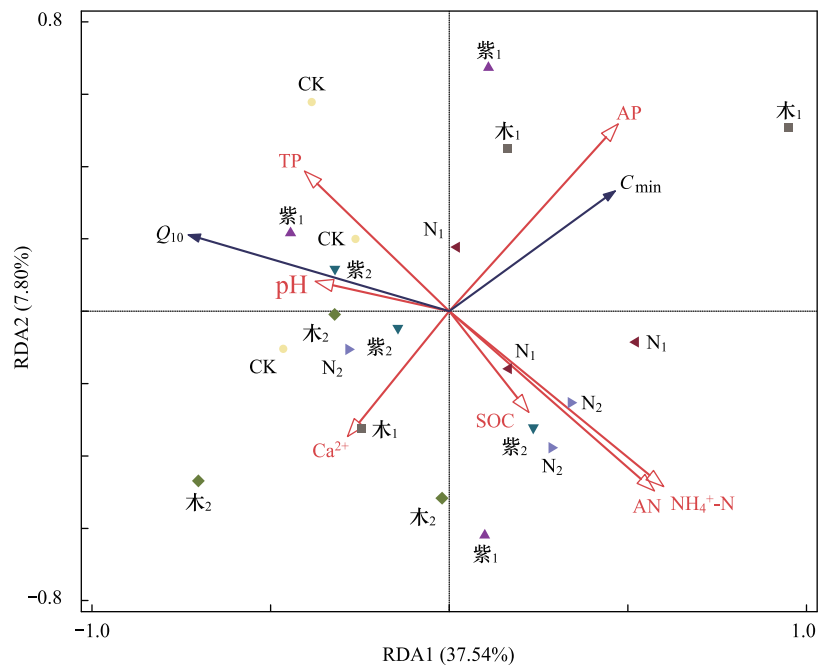


图 4 SOC 矿化和土壤理化性质冗余分析

Fig.4 Redundancy analysis of SOC mineralization and soil physicochemical properties

C_{min} :SOC 累积矿化量; Q_{10} :土壤有机碳矿化温度敏感性;SOC:有机碳;TP:全磷;AN:有效氮; NH_4^+ :铵态氮;AP:有效磷; Ca^{2+} :交换性钙离子;pH:土壤 pH 值

化,例如 AP 与 SOC 矿化存在显著相关性(图 5)。

氮输入方式对 SOC 矿化的影响无显著差异。如图 2 所示, N_1 和木₁, N_2 、木₂和紫₂均无显著差异。理论上,固氮植物引种增加了植物多样性,而且可通过生物固氮增加土壤无机氮的有效性,也可通过凋落物和植物根

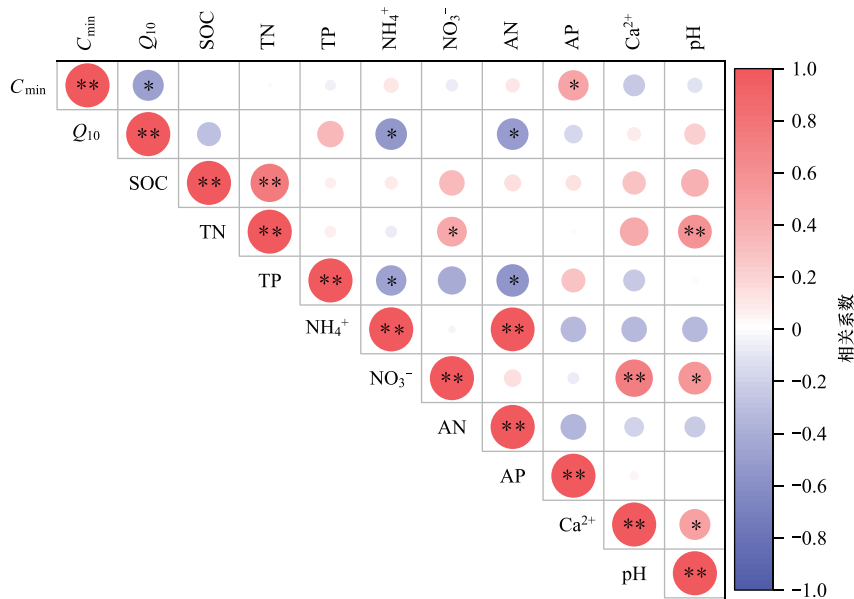


图5 土壤理化性质与土壤有机碳矿化相关分析

Fig.5 Pearson correlation analysis between soil properties and SOC mineralization

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; TN: 全氮; NO_3^- : 硝态氮

系分泌物提供低 C/N 的有机质输入^[19–20],其效应与直接添加 NH_4NO_3 不同。但本研究处理时间较短(4 年),两种氮输入方式对土壤理化性质的影响相似,未呈现显著差异(表 1)。例如均显著增加了土壤 NH_4^+ 含量,略微降低土壤 pH 和 Ca^{2+} ,从而对土壤微生物产生相似的影响^[22]。因此,固氮植物和氮添加对 SOC 矿化量并未产生显著差异性影响。但是,研究结果表明固氮植物引种可能导致影响 SOC 矿化的关键因子发生变化。研究发现 SOC 矿化与土壤有效氮没有显著相关性,而与 AP 存在显著正相关关系(图 5)。这与固氮植物固定大气氮素需要消耗大量 AP 有关^[21]。低密度固氮植物固氮过程中消耗较少的 AP,因而固氮量少,微生物仍处于氮限制状态,因而促进 SOC 矿化。而高密度固氮植物以高 AP 消耗为代价,增加土壤氮有效性,减轻微生物氮素限制,从而呈现降低 SOC 矿化的趋势(图 2)。研究结果表明相较于低密度固氮植物引种,高密度引种土壤 AP 含量较低(表 2)。

相较于深紫木蓝,紫穗槐对 SOC 矿化的影响较弱(图 2)。这可能由于深紫木蓝作为本地树种具有良好的环境适应性和较高的固氮潜力,增加固氮微生物的多样性,从而更好的建立根瘤共生^[42]。木₂土壤 NH_4^+ 含量更高(表 2)。而紫穗槐作为外来树种,可能短时间未能适应喀斯特自然恢复草地土壤低氮生境^[36],因而固氮潜力相对较低。

3.2 氮输入对喀斯特草地土壤有机碳矿化温度敏感性的影响

本研究不同氮输入处理 Q_{10} 值范围为 1.66 至 2.10,平均为 1.89。这与西南喀斯特地区其他生态系统相类似,如高原喀斯特石漠化生态系统 Q_{10} 值为 1.53—3.24^[43],喀斯特灌木和人工林生态系统 Q_{10} 值范围为 1.51—1.68^[7],喀斯特草地、乔木、灌木和藤本生态系统 Q_{10} 值为 1.31—1.95^[6]。喀斯特生态系统 Q_{10} 值处于全球变化范围(0.5—9.7)的低端^[44],表明喀斯特生态系统的 SOC 矿化对温度变化的敏感性较低,在未来升温背景下其 SOC 具有的较高稳定性。

外源氮输入整体表现为降低了 Q_{10} ,特别是低氮输入(N_1 和木₁处理)(图 3)。这与中亚热带人工林和混交林等森林生态系统的研究趋势相一致,其结果表明可能由于氮添加降低了微生物活性与多样性,从而抑制 Q_{10} ^[45–46]。研究结果表明土壤氮有效性是影响 Q_{10} 的重要因素(图 5)。外源氮输入增加了 NH_4^+ 和 AN 含量(表 2),氮有效性增加促进矿物结合有机碳形成,增加了矿物对碳的保护作用^[47],减少微生物对有机质的分

解^[48],进而降低 SOC 矿化对温度变化的响应^[49]。

3.3 氮输入对喀斯特草地生态系统碳库的潜在影响

喀斯特草地生态系统处于氮素限制状态^[31],氮沉降和固氮植物引种均增加氮素有效性(表 2),因此外源氮输入的增加提高了草地生态系统生产力,增加植被碳储量^[24],进而增加生态系统碳输入。同时,充足的外源氮输入可能降低 SOC 矿化(图 2),而且氮添加降低了 Q_{10} (图 3)。因此,从长远来看,氮沉降增加将有利于喀斯特草地 SOC 存留。研究结果表明相较于 CK 而言,2018—2020 年氮输入处理 SOC 含量呈现增加的趋势,且 2020 年 SOC 增幅(7.94%)高于 2018 年(2.22%)(表 2)。

不同氮输入方式相比较而言,短期内,氮添加与深紫木蓝对土壤理化性质、SOC 矿化和 Q_{10} 的影响趋同,而紫穗槐的影响相对较弱。此样地前期研究发现固氮植物引种增加植物生物量的效果比氮添加更优^[24]。而且,喀斯特本土植物深紫木蓝引种增加植物多样性,改善土壤微生物群落结构^[22-23,36]。因此,从长远来看,相比于氮添加,深紫木蓝引种的氮输入方式更具生态恢复可持续性。

综上,外源氮输入,特别是深紫木蓝引种将有助于增加喀斯特草地生态系统碳固存,促进 SOC 积累,进而可能促进喀斯特草地生态系统正向演替。我们的推论是基于短期结果进行的预测,而氮输入对土壤碳库的影响需要在长时间尺度上观测^[50]。现有研究表明土壤有机碳库对长期氮输入有显著响应^[50-51]。例如在亚热带退化草地恢复为人工林生态系统的过程中,固氮树种引种需经过 23 年的恢复期才能显著提升 SOC 的存储量^[52]。短期氮输入未显著影响草地生态系统 SOC,而长期氮输入显著增加了天然林、人工林和农田生态系统的 SOC 存储量^[53]。因此,以后需要长期动态监测实验预测外源氮输入对喀斯特草地生态系统碳库的影响。

4 结论

外源氮输入量显著影响喀斯特草地 SOC 矿化,呈现低氮输入促进而高氮输入抑制 SOC 矿化的趋势。土壤有效磷含量是调控固氮植物引种影响 SOC 矿化的一个重要指标。未来可关注固氮植物氮磷耦合对 SOC 矿化的影响。外源氮输入降低 Q_{10} ,低氮输入的抑制作用更加明显。氮输入通过改变土壤氮有效性,进而影响 Q_{10} 。短期内,氮添加和深紫木蓝引种对 SOC 矿化和 Q_{10} 的影响趋同,而紫穗槐影响较弱,从长远来看,深紫木蓝引种更具有生态效益。总体而言,氮沉降增加和固氮植物引种背景下,喀斯特草地生态系统具有较高的固碳潜力,且深紫木蓝可作为喀斯特草地生态系统植被恢复的优选模式。

致谢:感谢南宁师范大学蔡依夏、潘秋湘同学在室内样品处理和试验方面给予的帮助。

参考文献(References):

- [1] 苏永中,赵哈林. 土壤有机碳储量、影响因素及其环境效应的研究进展. 中国沙漠, 2002, 22(3): 19-27.
- [2] 刘满强,胡锋,陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展. 生态学报, 2007, 27(6): 2642-2650.
- [3] 贺同鑫,胡宝清,张建兵,张诗萌,庞榆,裴广廷,胡刚,张伟,孙建飞. 植被恢复十年喀斯特坡地细根对土壤碳氮存留与可利用性的影响. 生态学报, 2020, 40(23): 8638-8648.
- [4] 张维理, Kolbe H, 张认连. 土壤有机碳作用及转化机制研究进展. 中国农业科学, 2020, 53(2): 317-331.
- [5] Mo J M, Zhang W, Zhu W X, Gundersen P, Fang Y T, Li D J, Wang H. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in Southern China. *Global Change Biology*, 2008, 14(2): 403-412.
- [6] He X X, Sheng M Y, Wang L J, Zhang S L, Luo N N. Effects on soil organic carbon accumulation and mineralization of long-term vegetation restoration in Southwest China karst. *Ecological Indicators*, 2022, 145: 109622.
- [7] He T X, Li J, Du X R, Pei G T, Wang A H, Hu B Q, Zhang W, Zhang W D, Sun J F. Changes in SOC, pH, and Ca associated with microorganism mediated SOC mineralization and temperature sensitivity following vegetation restoration in karst regions. *Plant and Soil*, 2025 <https://doi.org/10.1007/s11104-025-07254-4>.
- [8] 黎俊,杜馨如,莫小亮,张婷,黄婧,贺同鑫,裴广廷,宋立全,孙立飞,孙建飞,胡宝清,张伟东. 喀斯特不同土地利用方式土壤有机碳矿化特征及其影响因素. 生态学报, 2025, 45(2): 730-742.

- [9] Gaudel G, Xing L, Shrestha S, Poudel M, Sherpa P, Raseduzzaman M, Zhang X F. Microbial mechanisms regulate soil organic carbon mineralization under carbon with varying levels of nitrogen addition in the above-treeline ecosystem. *Science of The Total Environment*, 2024, 917: 170497.
- [10] Lu X K, Mao Q G, Wang Z H, Mori T, Mo J M, Su F L, Pang Z Q. Long-term nitrogen addition decreases soil carbon mineralization in an N-rich primary tropical forest. *Forests*, 2021, 12(6): 734.
- [11] Wang Q K, Tian P, Liu S E, Sun T. Inhibition effects of N deposition on soil organic carbon decomposition was mediated by N types and soil nematode in a temperate forest. *Applied Soil Ecology*, 2017, 120: 105-110.
- [12] Tian P, Liu S E, Wang Q K, Sun T, Blagodatskaya E. Organic N deposition favours soil C sequestration by decreasing priming effect. *Plant and Soil*, 2019, 445(1): 439-451.
- [13] 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. *土壤*, 2023, 55(1): 196-204.
- [14] He T X, Sun J F, Hu B Q, Zhu T B, Zhang W. The importance of fine root protection in topsoil carbon and nitrogen sequestration following land-use changes on sloping karst ecosystems. *Catena*, 2023, 220: 106660.
- [15] Cheng Q. Perspectives in biological nitrogen fixation research. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2008, 50(7): 786-798.
- [16] Virk A L, Lin B-J, Kan Z-R, Qi J-Y, Dang Y P, Lal R, Zhao X, Zhang H-L. Simultaneous effects of legume cultivation on carbon and nitrogen accumulation in soil//*Advances in Agronomy*. Amsterdam: Elsevier, 2022: 75-110.
- [17] Sun Z Z, Liu L L, Ma Y C, Yin G D, Zhao C, Zhang Y, Piao S L. The effect of nitrogen addition on soil respiration from a nitrogen-limited forest soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2014, 197: 103-110.
- [18] Wang Q K, Zhang W D, Sun T, Chen L C, Pang X Y, Wang Y P, Xiao F M. N and P fertilization reduced soil autotrophic and heterotrophic respiration in a young *Cunninghamia lanceolata* forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 232: 66-73.
- [19] Gou X M, Reich P B, Qiu L P, Shao M A, Wei G H, Wang J J, Wei X R. Leguminous plants significantly increase soil nitrogen cycling across global climates and ecosystem types. *Global Change Biology*, 2023, 29(14): 4028-4043.
- [20] Guo M Q, Guo T T, Yang G W, Liu N, Zhou J Q, Zhang Y J. Legume introduction increases soil organic carbon in grassland *via* regulation of microbial metabolism regardless of phosphorus fertilization. *Geoderma*, 2025, 456: 117262.
- [21] Houlton B Z, Wang Y P, Vitousek P M, Field C B. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. *Nature*, 2008, 454(7202): 327-330.
- [22] Xiao D, Liu X, Yang R, Tan Y J, Zhang W, He X Y, Xu Z H, Wang K L. Nitrogen fertilizer and *Amorpha fruticosa* leguminous shrub diversely affect the diazotroph communities in an artificial forage grassland. *Science of The Total Environment*, 2020, 711: 134967.
- [23] Xiao D, Tan Y J, Liu X, Yang R, Zhang W, He X Y, Wang K L. Effects of different legume species and densities on arbuscular mycorrhizal fungal communities in a karst grassland ecosystem. *Science of The Total Environment*, 2019, 678: 551-558.
- [24] Liu X, Yang R, Zhao J, Xiao D, He X Y, Zhang W, Wang K L, Chen H S. Effects of biological nitrogen fixation and nitrogen deposition on soil microbial communities in karst grassland ecosystems. *Microorganisms*, 2024, 12(12): 2429.
- [25] 赵学超, 徐柱文, 刘圣恩, 王清奎. 氮添加对多伦草原土壤微生物呼吸及其温度敏感性的影响. *生态学报*, 2020, 40(5): 1551-1561.
- [26] Li Y, Liu Y H, Wu S M, Niu L, Tian Y Q. Microbial properties explain temporal variation in soil respiration in a grassland subjected to nitrogen addition. *Scientific Reports*, 2015, 5: 18496.
- [27] Yang Y, Li T, Pokharel P, Liu L X, Qiao J B, Wang Y Q, An S S, Chang S X. Global effects on soil respiration and its temperature sensitivity depend on nitrogen addition rate. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 174: 108814.
- [28] 涂利华, 戴洪忠, 胡庭兴, 张健, 雒守华. 模拟氮沉降对华西雨屏区撑绿杂交竹林土壤呼吸的影响. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 829-836.
- [29] 王世杰, 李阳兵, 李瑞玲. 喀斯特石漠化的形成背景、演化与治理. *第四纪研究*, 2003, 23(6): 657-666.
- [30] 曹建华, 袁道先, 章程, 蒋忠诚. 受地质条件制约的中国西南岩溶生态系统. *地球与环境*, 2004, 32(1): 1-8.
- [31] Zhang W, Zhao J, Pan F J, Li D J, Chen H S, Wang K L. Changes in nitrogen and phosphorus limitation during secondary succession in a karst region in southwest China. *Plant and Soil*, 2015, 391(1): 77-91.
- [32] 李孟婷, 宋艳宇, 官超, 高思齐, 刘桢迪, 朱梦圆, 袁佳宝, 刘吉平. 湿地土壤微生物功能多样性及碳氮组分对长期氮输入的响应. *生态学报*, 2023, 43(20): 8544-8555.
- [33] Barron A R, Purves D W, Hedin L O. Facultative nitrogen fixation by canopy legumes in a lowland tropical forest. *Oecologia*, 2011, 165(2): 511-520.
- [34] 裴广廷, 孙建飞, 贺同鑫, 胡宝清. 长期人为干扰对桂西北喀斯特草地土壤微生物多样性及群落结构的影响. *植物生态学报*, 2021, 45(1): 74-84.
- [35] 刘艳, 宋同清, 蔡德所, 曾馥平, 彭晚霞, 杜虎. 喀斯特峰丛洼地不同土地利用方式土壤肥力特征. *应用生态学报*, 2014, 25(6):

1561-1568.

- [36] Xiao D, Tan Y J, Liu X, Yang R, Zhang W, He X Y, Xu Z H, Wang K L. Responses of soil diazotrophs to legume species and density in a karst grassland, southwest China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 288: 106707.
- [37] Geng J, Cheng S L, Fang H J, Yu G R, Li X Y, Si G Y, He S, Yu G X. Soil nitrate accumulation explains the nonlinear responses of soil CO₂ and CH₄ fluxes to nitrogen addition in a temperate needle-broadleaved mixed forest. *Ecological Indicators*, 2017, 79: 28-36.
- [38] 郝颖琦, 王玉英, 吴鹏飞, 任晓, 魏雪, 张雅娴. 青藏高原高寒生态系统土壤呼吸对氮添加的响应: Meta 分析. *生态学杂志*, 2024: 1-11. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/21.1148.Q.20240520.1427.002.html>.
- [39] Craine J M, Morrow C, Fierer N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, 2007, 88(8): 2105-2113.
- [40] Wang Q K, Liu S E, Wang Y P, Tian P, Sun T. Influences of N deposition on soil microbial respiration and its temperature sensitivity depend on N type in a temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 260: 240-246.
- [41] Sun J F, Peng B, Li W, Qu G F, Dai W W, Dai G H, Jiang P, Han S J, Bai E. Effects of nitrogen addition on potential soil nitrogen-cycling processes in a temperate forest ecosystem. *Soil Science*, 2016, 181(1): 29-38.
- [42] Liu L, He X Y, Wang K L, Xie Y J, Xie Q, O'Donnell A G, Chen C Y. The *Bradyrhizobium*-legume symbiosis is dominant in the shrubby ecosystem of the Karst region, Southwest China. *European Journal of Soil Biology*, 2015, 68: 1-8.
- [43] 唐国勇, 张春华, 刘方炎, 李昆, 马艳. 季节非对称升温对喀斯特土壤 CO₂ 释放的影响. *环境科学*, 2018, 39(4): 1962-1970.
- [44] Wang Q K, Zhao X C, Chen L C, Yang Q P, Chen S, Zhang W D. Global synthesis of temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition: Latitudinal patterns and mechanisms. *Functional Ecology*, 2019, 33(3): 514-523.
- [45] 王清奎, 李艳鹏, 张方月, 贺同鑫. 短期施氮肥降低杉木幼林土壤的根系和微生物呼吸. *植物生态学报*, 2015, 39(12): 1166-1175.
- [46] 张方月, 王清奎, 于小军. CO₂ 浓度升高和 N 沉降对中亚热带森林土壤呼吸的短期影响. *生态学杂志*, 2015, 34(6): 1638-1643.
- [47] Chen Z J, Geng S C, Zhou X Y, Gui H R, Zhang L L, Huang Z Q, Wang M H, Zhang J H, Han S J. Nitrogen addition decreases soil aggregation but enhances soil organic carbon stability in a temperate forest. *Geoderma*, 2022, 426: 116112.
- [48] Chen R R, Senbayram M, Blagodatsky S, Myachina O, Dittert K, Lin X G, Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biology*, 2014, 20(7): 2356-2367.
- [49] 胡文沛, 张闯, 胡春胜, 董文旭, 王玉英. 长期增温和施氮对华北平原农田土壤呼吸及其温度敏感性的影响. *中国生态农业学报(中英文)*, 2022, 30(5): 761-768.
- [50] Liu J, Wu N N, Wang H, Sun J F, Peng B, Jiang P, Bai E. Nitrogen addition affects chemical compositions of plant tissues, litter and soil organic matter. *Ecology*, 2016, 97(7): 1796-1806.
- [51] Lu X K, Vitousek P M, Mao Q G, Gilliam F S, Luo Y Q, Turner B L, Zhou G Y, Mo J M. Nitrogen deposition accelerates soil carbon sequestration in tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118(16): e2020790118.
- [52] Wang F M, Li Z A, Xia H P, Zou B, Li N Y, Liu J, Zhu W X. Effects of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil properties and nitrogen transformation during forest restoration in Southern China. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2010, 56(2): 297-306.
- [53] Xu C H, Xu X, Ju C H, Chen H Y H, Wilsey B J, Luo Y Q, Fan W. Long-term, amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide. *Global Change Biology*, 2021, 27(6): 1170-1180.