

施炬炜, 卓寿佳, 翁辛鑫, 蒋文婷, 陈增明, 王燕, 陈有超, 余兵, 李永夫, 蔡延江. 氮和凋落物添加对毛竹林土壤 N_2O 排放与 CH_4 吸收的影响[J]. 土壤学报, 2026.

SHI Juwei, ZHUO Shoujia, WENG Xinxin, JIANG Wenting, CHEN Zengming, WANG Yan, CHEN Youchao, YU Bing, LI Yongfu, CAI Yanjiang. Interactive Effects of Nitrogen and Litter Addition on N_2O Emission and CH_4 Uptake from a Moso Bamboo Forest Soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026.

氮和凋落物添加对毛竹林土壤 N_2O 排放与 CH_4 吸收的影响 *

施炬炜^{1,2}, 卓寿佳^{1,2}, 翁辛鑫³, 蒋文婷^{1,2}, 陈增明⁴, 王 燕^{1,2},
陈有超^{1,2}, 余 兵^{1,2}, 李永夫^{1,2}, 蔡延江^{1,2†}

(1. 浙江农林大学森林食物资源挖掘与利用全国重点实验室, 杭州 311300; 2. 浙江农林大学环境与资源学院/碳中和学院, 杭州 311300; 3. 浙江省安吉县灵峰寺林场, 浙江湖州 313302; 4. 土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135)

摘 要: 氮沉降是森林生态系统外源氮输入的重要来源, 凋落物分解是碳氮循环的关键环节, 两者均影响森林土壤氧化亚氮(N_2O)排放和甲烷(CH_4)吸收。毛竹林是我国亚热带地区独特的森林类型, 氮沉降和凋落物分解对毛竹林土壤 N_2O 排放和 CH_4 吸收的影响及其交互作用机制尚不清晰。选取毛竹林土壤开展 180 d 恒温微宇宙实验, 设置两种氮形态(无机氮为硝酸铵、有机氮为尿素+甘氨酸)、三种凋落物(金星蕨、毛竹、紫金牛)及其两两组合和对照(不添加氮和凋落物)共 12 种处理, 探究不同氮形态、凋落物类型及两者交互对土壤 N_2O 和 CH_4 通量的影响, 并揭示其主要驱动因子与作用路径。结果表明, 氮和凋落物添加均显著增加 N_2O 排放, 两者同时添加时产生拮抗效应, 且该效应主要受氮形态调控。氮和凋落物添加主要通过影响土壤 pH、可溶性有机碳(DOC)和水溶性氮, 进而改变微生物生物量碳氮, 最终间接促进 N_2O 排放。对于 CH_4 , 氮和凋落物添加均显著增加 CH_4 吸收, 两者同时添加时同样产生拮抗效应, 但该效应不受氮形态和凋落物类型影响。氮和凋落物添加主要通过影响土壤 pH 以及提高 DOC、铵态氮含量来促进 CH_4 吸收。综上所述, 氮沉降形态与凋落物类型通过交互作用共同调控毛竹林土壤 N_2O 排放与 CH_4 吸收, 研究结果可为高水平氮沉降下毛竹林凋落物管理和温室气体减排提供理论依据。

关键词: 温室气体; 氮形态; 凋落物类型; 拮抗效应; 亚热带竹林

中图分类号: S714

文献标志码: A

Interactive Effects of Nitrogen and Litter Addition on N_2O Emission and CH_4 Uptake from a Moso Bamboo Forest Soil

SHI Juwei^{1,2}, ZHUO Shoujia^{1,2}, WENG Xinxin³, JIANG Wenting^{1,2}, CHEN Zengming⁴, WANG Yan^{1,2},
CHEN Youchao^{1,2}, YU Bing^{1,2}, LI Yongfu^{1,2}, CAI Yanjiang^{1,2†}

* 国家自然科学基金项目(42277286, 42407441, 32371844)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42277286, 42407441, 32371844)

† 通信作者 Corresponding author, E-mail: yjcai@zafu.edu.cn

作者简介: 施炬炜(1999—), 男, 浙江湖州人, 硕士研究生, 主要从事森林土壤学研究。E-mail: 18305095221@163.com

收稿日期: 2025-12-19; 收到修改稿日期: 2026-05-20; 网络首发日期(www.cnki.net): 2026- - -

(1. State Key Laboratory for Development and Utilization of Forest Food Resources, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 2. College of Environment and Resources / College of Carbon Neutrality, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 3. Anji County Lingfengsi Forest Farm, Huzhou, Zhejiang 313302, China; 4. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China)

Abstract: 【Objective】 Nitrogen deposition serves as the primary source of external nitrogen input in forest ecosystems, while litter decomposition is the key process of carbon and nitrogen cycling. Both nitrogen deposition and litter decomposition can modulate forest soil nitrous oxide (N_2O) emission and methane (CH_4) uptake. Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) forest is a unique forest type in China's subtropics, with great carbon sequestration potential. However, the effects of nitrogen deposition, litter decomposition, as well as their interactions on Moso bamboo soil N_2O emissions and CH_4 uptake remain poorly understood. Thus, this study aimed to investigate how different nitrogen forms, litter types, and their interactions affect soil N_2O and CH_4 fluxes. 【Methods】 A 180-day constant-temperature microcosm experiment was conducted using the soil from a Moso bamboo forest. Two nitrogen forms (inorganic nitrogen: ammonium nitrate; organic nitrogen: urea + glycine), three litter types (*Parathelypteris glanduligera*, *P. edulis*, and *Ardisia japonica*), their pairwise combinations, and a control (no nitrogen or litter addition), totaling 12 treatments, were included in this study to investigate how different nitrogen forms, litter types, and their interactions affect soil N_2O and CH_4 fluxes. 【Result】 The results show that both nitrogen and litter additions significantly increased N_2O emissions, but an antagonistic interaction appeared when they were applied concurrently and its magnitude was primarily driven by nitrogen form. Nitrogen and litter additions indirectly promoted N_2O emissions by mainly altering soil pH, DOC and WSN, and then MBC and MBN. For CH_4 , both nitrogen and litter additions significantly enhanced CH_4 uptake. Their combined application also generated an antagonistic interaction. However, this effect was independent of nitrogen form and litter type. Overall, nitrogen and litter additions promoted CH_4 uptake primarily through changing soil pH and increasing DOC and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations. 【Conclusion】 This study revealed that the form of nitrogen deposition and litter type interactively regulate soil N_2O emission and CH_4 uptake in Moso bamboo forests. These findings provide theoretical support for litter management and greenhouse gas mitigation strategies in Moso bamboo forests under high nitrogen deposition.

Key words: Greenhouse gas; Nitrogen form; Litter type; Antagonistic interaction; Subtropical bamboo forest

氧化亚氮 (N_2O) 和甲烷 (CH_4) 是两种重要的温室气体, 百年尺度上, 其单分子的增温潜势分别是二氧化碳 (CO_2) 的 273 倍和 27 倍^[1]。森林土壤既是大气 N_2O 的重要排放源, 亦是 CH_4 的重要吸收汇, 两者的通量对氮输入和凋落物分解的响应均高度敏感^[2-3]。工业革命以来, 人类活动导致大气中活性氮含量显著增加, 并通过沉降返还到地表, 使得陆地生态系统中的氮沉降量迅猛增加^[4]。沉降氮以无机氮为主, 约占 72%, 有机氮约占 28%^[5]。氮沉降通常会通过增加土壤氮素可利用性和影响微生物过程来改变 N_2O 和 CH_4 通量^[6]。不同形态氮由于理化性质和微生物利用途径不同, 对土壤 N_2O 和 CH_4 通量的影响机制存在显著差异。无机氮添加通常会通过直接增加硝化和反硝化过程的底物来促进 N_2O 排放^[7], 并可能抑制甲烷氧化菌活性, 从而降低 CH_4 吸收^[8]; 而有机氮则兼具碳氮供给功能, 且有助于形成局部缺氧微环境并提高反硝化相关功能基因的活性^[9], 从而影响 N_2O 和 CH_4 通量, 但目前关于其对 CH_4 吸收的影响仍不尽一致^[10]。此外, 尽管现有研究对无机氮和有机氮各自的影响效应均有一定的认知, 但鉴于两者在影响机制上存在显著差异, 需进一步研究阐明两者效应的差异性。

凋落物分解是森林生态系统碳氮循环的重要过程, 可通过调控底物供给与微环境来影响土壤 N_2O 和 CH_4 通量^[11]。凋落物添加通常会增加土壤碳氮含量, 提高硝化与反硝化底物有效性和能力, 从而增加 N_2O 排放^[12]。由此提出假设一: 氮沉降耦合凋落物分解可同步提高

碳源与氮源供给, 两者交互作用对 N_2O 排放的促进效应强于单独作用。同时, 凋落物分解后微厌氧环境的形成以及含氮化合物的产生会促进 CH_4 的产生并抑制 CH_4 吸收^[13]。由此提出假设二: 氮沉降与凋落物的交互作用对 CH_4 吸收的抑制效应显著强于两者的单独作用。此外, 氮形态也是凋落物分解的关键调节因子^[14], 不同形态氮在凋落物分解过程中的效应及其与不同类型凋落物的交互作用对土壤 N_2O 和 CH_4 通量的影响还需要进一步研究。

竹林是世界上重要且独特的森林资源之一, 其中毛竹 (*Phyllostachys edulis*) 是我国亚热带地区的代表性竹种, 面积占全国竹林面积的 70% 以上^[15], 具有生长快速、初级生产力高、固碳能力强、生态和经济价值高等特点, 使其成为适应全球变化典型植被类型。因此, 明确毛竹林土壤的碳氮循环过程对区域温室气体收支评估具有重要意义。此外, 与多数常绿阔叶林或针叶林相比, 毛竹林生产力更高、周转更快, 驱动着频繁而强烈的植被-微生物相互作用, 进而使得毛竹林土壤碳氮循环显著有别于常绿阔叶林或针叶林^[16]。我国的亚热带地区是当前氮沉降高值区之一, 未来仍可能维持较高水平^[17]。在此情景下, 氮输入与凋落物分解的交互作用可能进一步显著改变毛竹林土壤 N_2O 排放与 CH_4 吸收过程, 但其作用机制尚不明晰。鉴于此, 本研究以添加 NH_4NO_3 模拟大气无机氮沉降, 以添加 50% 尿素+50% 甘氨酸混合物模拟有机氮沉降, 并选取毛竹林生态系统中的三种优势植物 (金星蕨 *Parathelypteris glanduligera*、毛竹和紫金牛 *Ardisia japonica*), 构建恒温微宇宙实验, 系统探究不同形态氮、不同类型凋落物及其交互作用对毛竹林土壤 N_2O 和 CH_4 通量的影响, 为准确评估亚热带毛竹林温室气体通量对全球变化的响应提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤和凋落物采集自浙江农林大学毛竹林林冠氮沉降研究试验基地 (30°29'N, 119°38'E), 研究区位于浙江省湖州市安吉县天荒坪镇, 属亚热带季风气候, 年均气温 16.1 °C, 年均降水量 1 423.4 mm^[9]。

于 2020 年 10 月, 采集三种优势植物金星蕨、毛竹和紫金牛的凋落物, 代号分别为 PG、MB、AJ。各物种样品充分混匀后, 于 60 °C 恒温烘干至质量恒定。一部分烘干样品经研磨用于化学组成分析, 一部分剪为约 0.5 cm 片状以降低粒径差异所致的尺寸效应, 随后置于聚乙烯袋中, 于室温避光保存备用。同期采集 0~10 cm 土层土壤样品, 去除石砾、根系及植物残体后, 充分混匀, 过 2 mm 筛, 并于 4 °C 条件下冷藏备用。土壤为酸性红壤, pH 4.96、有机碳 19.3 g·kg⁻¹、全氮 2.1 g·kg⁻¹、碳氮比 9.2。金星蕨凋落物全碳 446.8 g·kg⁻¹、全氮 20.8 g·kg⁻¹、碳氮比 21.5、纤维素 207.4 g·kg⁻¹、木质素 311.3 g·kg⁻¹; 毛竹凋落物全碳 350.1 g·kg⁻¹、全氮 16.2 g·kg⁻¹、碳氮比 21.6、纤维素 268.1 g·kg⁻¹、木质素 126.1 g·kg⁻¹; 紫金牛凋落物全碳 374.9 g·kg⁻¹、全氮 12.9 g·kg⁻¹、碳氮比 29.1、纤维素 323.1 g·kg⁻¹、木质素 239.5 g·kg⁻¹。

1.2 试验设计

培养实验共设置 12 个处理: (1) 仅土壤 (对照, CK); (2) 土壤+金星蕨凋落物 (+PG); (3) 土壤+毛竹凋落物 (+MB); (4) 土壤+紫金牛凋落物 (+AJ); (5) 土壤+无机氮 (+IN); (6) 土壤+有机氮 (+ON); (7) 土壤+金星蕨凋落物+无机氮 (+PG+IN); (8) 土壤+毛竹凋落物+无机氮 (+MB+IN); (9) 土壤+紫金牛凋落物+无机氮 (+AJ+IN); (10) 土壤+金星蕨凋落物+有机氮 (+PG+ON); (11) 土壤+毛竹凋落物+有机氮 (+MB+ON); (12) 土壤+紫金牛凋落物+有机氮 (+AJ+ON)。每个处理设置 15 个重复, 共 180 个培养瓶。取 50 g 新鲜土壤 (以烘干质量计) 置于 250 mL 玻璃培养瓶中, 分别将 1 g (干重) 凋落物均匀放置在土壤表面或将 1 mL 氮溶液均匀滴在土壤表面 (单独或组合), 凋落物添加量依据毛竹林叶凋落

物现存量 $2.8 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 折算^[18]；氮添加量为 $\text{N } 41.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，相当于 2050 年中国亚热带地区大气氮沉降预估强度 $50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[19]。以 NH_4NO_3 代表大气无机氮沉降，以 50% 尿素+50% 甘氨酸混合物代表有机氮沉降。所有培养瓶均置于 25°C 恒温培养箱内培养，每 3 d 采用称重法补加去离子水，以维持土壤含水量在 60% 田间持水量。

将全部微宇宙体系分为 5 组，每组 12 个处理 3 个重复。其中 1 组用于连续测定 N_2O 排放速率和 CH_4 吸收速率，采样时间为培养 1、3、5、8、11、15、20、30、40、50、60、70、80、100、120、150、180 d，气体样品采用气相色谱仪（Agilent 7890 B，美国）分析。培养 180 d 结束时，对用于气体采集的微宇宙体系进行破坏性采样，其余 4 组分别在 15、40、80、120 d 进行破坏性取样，以测定土壤 pH、铵态氮（ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ）、硝态氮（ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ）、可溶性有机碳（DOC）、水溶性氮（WSN）、微生物生物量碳（MBC）、微生物生物量氮（MBN）、土壤酶活性、残余凋落物质量及其纤维素和木质素含量，并将所有指标以五次采样的平均值进行分析。

1.3 样品测定

土壤 pH 采用 pH 计（Seven Compact METTLER TOLEDO，美国）测定，土水比 1:2.5。土壤 DOC、WSN 含量用去离子水浸提后，采用 TOC 分析仪（Multi C/N 3100，德国）测定。土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量采用靛酚蓝比色法测定， $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量采用双波长差法测定。土壤 MBC、MBN 含量采用氯仿熏蒸提取法测定^[20]。亮氨酸氨基肽酶（leucine aminopeptidase, LAP）和 $\beta\text{-N}$ -乙酰氨基葡萄糖苷酶（ $\beta\text{-N}$ -acetyl-glucosaminidase, NAG）活性采用微孔荧光法测定^[21]。凋落物中的 C、N 含量使用碳氮元素分析仪（UNICUBE trace，德国）测定。木质素和纤维素采用酸性洗涤法测定^[22]，样品先测定酸性洗涤纤维（ADF），再用 72% H_2SO_4 消化 ADF 获得酸性洗涤木质素（ADL），纤维素含量按 ADF 减去 ADL 计算。

1.4 数据处理

根据每个培养瓶顶空中 N_2O 和 CH_4 浓度的变化计算 N_2O 排放速率和 CH_4 吸收速率，并基于两次采样的时间间隔计算 N_2O 累积排放量和 CH_4 累积吸收量^[23]。

$$F_{(\text{N}_2\text{O})} = \frac{\frac{28}{22.4} \times (C_{(\text{N}_2\text{O})2} - C_{(\text{N}_2\text{O})0}) \times V \times 10^{-6} \times 273}{m \times 10^{-3} \times \Delta t \times (273 + T)} \quad (1)$$

$$F_{(\text{CH}_4)} = \frac{\frac{12}{22.4} \times (C_{(\text{CH}_4)2} - C_{(\text{CH}_4)0}) \times V \times 10^{-6} \times 273}{m \times 10^{-3} \times \Delta t \times (273 + T)} \quad (2)$$

$$M_{(\text{N}_2\text{O})} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_{(\text{N}_2\text{O})i} + F_{(\text{N}_2\text{O})i+1}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \right) \quad (3)$$

$$M_{(\text{CH}_4)} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_{(\text{CH}_4)i} + F_{(\text{CH}_4)i+1}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \right) \quad (4)$$

式中， $F_{(\text{N}_2\text{O})}$ 和 $F_{(\text{CH}_4)}$ 为 N_2O 排放速率和 CH_4 吸收速率（ $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ）， $C_{(\text{N}_2\text{O})0}$ 和 $C_{(\text{CH}_4)0}$ 为 0 h 时 N_2O 和 CH_4 浓度， $C_{(\text{N}_2\text{O})2}$ 和 $C_{(\text{CH}_4)2}$ 为 2 h 时 N_2O 和 CH_4 浓度， V 为培养瓶体积（mL）， m 为土壤质量（g）， Δt 为培养时间（h）， T 为培养温度（ $^\circ\text{C}$ ）， $M_{(\text{N}_2\text{O})}$ 和 $M_{(\text{CH}_4)}$ 为 N_2O 累积排放量和 CH_4 累积吸收量（ $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ）， $F_{(\text{N}_2\text{O})i}$ 和 $F_{(\text{N}_2\text{O})i+1}$ 、 $F_{(\text{CH}_4)i}$ 和 $F_{(\text{CH}_4)i+1}$ 分别为时间 t_i 和 t_{i+1} 时的 N_2O 排放速率和 CH_4 吸收速率

基于 Hedges'd 值表征氮和凋落物添加对土壤 N_2O 排放和 CH_4 吸收交互作用的大小^[24]。交互作用分为加和效应、协同效应和拮抗效应。如果 95% 置信区间与 0 重叠，则认为交互作用是加和效应。对于个体效应均为负或方向相反的两个驱动因子，交互作用小于 0 为协同效应，而大于 0 为拮抗效应。在个体效应均为正的情况下，交互作用大小大于 0 为协同效应，小于 0 为拮抗效应^[25]。

采用 Microsoft Excel 2019 和 SPSS 27.0 分别进行数据计算和统计分析。通过 R (v.4.3.1) “nlme” 包进行线性混合模型分析，比较不同氮形态和不同凋落物类型下 N_2O 累积排放量

和 CH_4 累积吸收量之间的差异。采用重复测量方差分析评估凋落物类型、氮形态及其交互作用对土壤 N_2O 排放速率和 CH_4 吸收速率的影响。采用线性混合效应模型比较处理间差异, 并评估氮形态、凋落物类型及其交互作用的影响。采用 Pearson 相关分析探讨土壤 N_2O 排放速率和 CH_4 吸收速率与土壤化学性质、微生物指标的相关性。此外, 使用 R (v.4.3.1) “randomForest” 包对每个因素进行随机森林分析, 各因素的重要性用均方误差 (MSE) 的百分比表示, 较高的 MSE% 值表明该因素的重要性更大。使用 R “plsrm” 包进行偏最小二乘路径建模 (PLS-PM) 的路径分析, 以进一步明确氮和凋落物添加影响土壤 N_2O 排放和 CH_4 吸收的作用机制。

2 结果

2.1 氮和凋落物添加下土壤化学性质、微生物生物量碳氮及相关酶活性的变化

土壤 pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 DOC 含量受氮形态、凋落物类型及其交互作用的显著影响 ($P<0.001$) (表 1)。氮形态和凋落物类型对土壤 WSN 的影响显著 ($P<0.001$), 但两者交互作用对其影响不显著。与 CK 相比, IN 和 ON 的添加均显著降低 pH ($P<0.05$)。添加不同形态氮和不同类型凋落物均显著增加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量, 其中+MB 处理显著高于+PG 和+AJ 处理 ($P<0.05$)。DOC 含量在添加凋落物后显著增加 ($P<0.05$), 其中+MB 处理中 DOC 含量显著高于+PG 和+AJ; MB 与 IN 和 ON 联合添加时, DOC 含量显著高于 PG 和 AJ 与氮联合添加的处理 ($P<0.05$)。WSN 含量在+MB、+IN+MB、+ON+MB 处理中显著高于其他处理 ($P<0.05$)。

土壤 MBC 受氮形态、凋落物类型及其交互作用的影响显著 ($P<0.05$) (表 1)。IN 和凋落物联合添加显著降低 MBC 含量 ($P<0.05$), ON 和凋落物联合添加则显著增加 MBC 含量 ($P<0.05$); 单独添加凋落物并未显著改变 MBC 含量。土壤 MBN 受氮形态和凋落物类型的影响显著 ($P<0.05$), 但两者交互作用对其影响不显著。IN 和 ON 的添加或单独添加凋落物均显著增加了 MBN 含量 ($P<0.05$); IN 和 ON 与凋落物联合添加时, MBN 含量同样显著增加 ($P<0.05$)。其中, MB 与氮联合添加时, MBN 含量显著高于 PG 和 AJ 与氮联合添加的处理 ($P<0.05$)。氮形态、凋落物类型及其交互作用对 LAP、NAG 均无显著影响。

表 1 土壤化学性质、微生物生物量碳氮及相关酶活性对氮和凋落物添加的响应

Table 1 Responses of soil chemical properties, microbial biomass carbon and nitrogen, and related enzyme activities to nitrogen and litter additions

氮形态 Nitrogen form	处理 Treatment	pH	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)	可溶性有机碳 DOC/ (mg·kg ⁻¹)	水溶性氮 WSN/ (mg·kg ⁻¹)	微生物生物量碳 MBC/ (mg·kg ⁻¹)	微生物生物量氮 MBN/ (mg·kg ⁻¹)	亮氨酸氨基肽酶 LAP/ (nmol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)	β -N-乙酰氨基葡萄糖 苷酶 NAG/ (nmol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)
NN	CK	4.43±0.01Ca	11.7±0.2Db	90.1±1.2Db	21.2±0.7Cb	106.6±1.7Bb	382.9±11.5Cb	48.2±3.4Ca	12.2±1.2Aa	22.5±0.2Ba
	+PG	4.49±0.01Ba	22.2±1.7Cb	105.9±4.9Cb	27.7±0.7Bab	92.3±6.2Cb	405.4±25.1BCb	58.7±1.2Bb	13.0±3.7Aa	40.7±1.9Aa
	+MB	4.44±0.01Ca	111.1±0.4Ac	195.8±1.2Ab	41.5±1.3Aa	274.1±3.2Ab	428.5±15.9ABb	78.5±5.7Ab	16.7±0.6Aa	33.8±4.8ABa
	+AJ	4.56±0.02Aa	29.7±0.1Bb	116.3±2.4Bb	29.4±0.9Ba	66.6±1.6Db	441.7±17.5Ab	67.8±7.3Bc	10.1±0.0Aa	28.2±2.6ABa
IN	+IN	4.20±0.01Cb	30.6±0.2Da	114.9±1.7Da	23.0±0.8Cab	136.9±2.6Ba	359.6±8.2Ac	67.0±2.6Ca	14.2±1.1Aa	36.7±2.5Aa
	+IN+PG	4.24±0.01Bb	120.7±0.6Ca	190.9±6.7Ca	26.4±1.0Bb	115.5±4.6Ca	367.0±13.7Ac	89.6±3.6Ba	13.5±1.8Aa	36.8±1.7Aa
	+IN+MB	4.25±0.01Bb	139.9±0.9Aa	208.6±0.9Ba	35.3±1.0Ab	294.6±3.2Aa	353.8±6.5Ac	101.8±11.6ABab	13.3±2.7Aa	37.8±2.5Aa
	+IN+AJ	4.29±0.01Ab	126.0±1.1Ba	224.6±0.5Aa	25.9±0.5Bb	97.4±4.5Da	370.8±10.0Ac	105.8±9.7Aa	16.1±0.1Aa	42.9±1.2Aa
ON	+ON	4.22±0.01Cb	29.9±0.6Da	113.8±0.8Da	24.2±1.2Ca	136.8±1.4Ba	430.8±11.0Ba	63.6±17.1Ba	12.8±4.4Aa	29.0±1.5Aa
	+ON+PG	4.25±0.01Bb	120.7±0.6Ca	185.9±2.1Ca	28.8±0.3Ba	114.5±4.1Ca	461.8±15.3Aa	94.5±21.5ABa	16.6±2.3Aa	34.6±1.3Aa
	+ON+MB	4.26±0.01Bb	130.1±0.7Ab	213.1±4.0Ba	39.8±0.7Aa	293.3±13.1Aa	466.1±8.0Aa	120.9±20.7Aa	13.9±0.9Aa	33.9±2.4Aa
	+ON+AJ	4.30±0.01Ab	126.0±1.0Ba	224.0±2.7Aa	28.8±1.0Ba	92.1±4.9Da	471.5±9.8Aa	88.9±8.0ABb	11.6±0.1Aa	37.0±1.4Aa
Litter		P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P=0.60	P=0.12
N		P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P=0.71	P=0.06
Litter×N		P<0.001	P<0.001	P<0.001	P<0.001	P=0.44	P<0.05	P=0.11	P=0.37	P=0.30

注: NN 为无氮组; IN 为无机氮组; ON 为有机氮组。CK 为不添加氮和凋落物; +IN 为无机氮添加; +ON 为有机氮添加; +NL 为不添加凋落物; +PG 为金星蕨凋落物添加; +MB 为毛竹凋落物添加; +AJ 为紫金牛凋落物添加。数值为平均值±标准差 (n=3)。小写字母不同表示同种类型凋落物、不同形态氮处理间显著差异; 大写字母不同表示同种形态氮、不同类型凋落物处理间显著差异。下同。Note: NN represents no nitrogen group; IN represents inorganic nitrogen group; ON represents organic nitrogen group; CK for the condition without adding nitrogen and litter; +IN for inorganic nitrogen addition; +ON for organic nitrogen addition; +PG for Venus fern litter addition; +MB for bamboo litter addition; +AJ for purple cow grass litter addition. The value is the mean ± standard deviation (n = 3). Different lowercase letters indicate significant differences among the same type of litter and different forms of nitrogen treatments; different uppercase letters indicate significant differences among the same form of nitrogen and different types of litter treatments. The same below.

2.2 氮和凋落物添加下凋落物理化性质的变化

凋落物木质素含量受氮形态、凋落物类型及其交互作用的显著影响 ($P<0.05$) (表 2)。剩余凋落物质量和纤维素含量受氮形态和凋落物类型的显著影响 ($P<0.05$)，但两者交互作用对其影响不显著。从凋落物剩余质量可见，不同类型的凋落物分解速率存在显著差异 ($P<0.05$)，MB 的分解速率最快，AJ 次之，PG 最慢。纤维素含量在不同凋落物间同样存在显著差异 ($P<0.05$)，PG 最高，MB 次之，AJ 最低。与 NN 相比，IN 添加下 PG、AJ 的纤维素含量均显著较高，ON 添加下 AJ 的纤维素含量显著较高 ($P<0.05$)。木质素含量同样表现为 AJ 显著高于 PG、MB，PG 木质素含量显著高于 MB ($P<0.05$)。此外，与 NN 相比，IN 和 ON 添加下各凋落物的木质素含量均显著较高 ($P<0.05$ ；+ON+MB 除外)。

表 2 凋落物理化性质对氮和凋落物添加的响应

Table 2 Responses of litter physical and chemical properties to nitrogen and litter additions

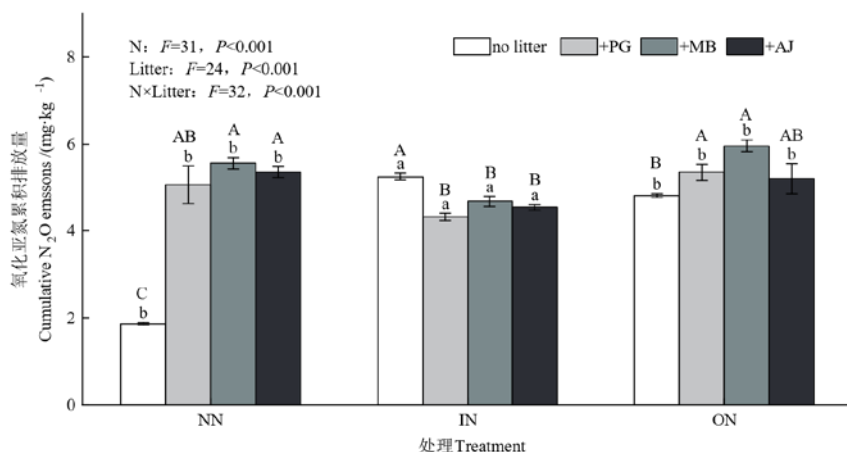
氮形态 Nitrogen form	处理 Treatment	凋落物剩余质量 Remaining mass of litter/g	纤维素 Cellulose/(g·kg ⁻¹)	木质素 Lignin/(g·kg ⁻¹)
NN	+PG	0.66±0.01Ab	293.1±0.4Ab	452.4±3.5Bb
	+MB	0.56±0.01Cb	244.4±2.5Ba	182.3±4.0Cb
	+AJ	0.61±0.01Bb	215.9±6.0Cc	606.5±2.0Ac
IN	+IN+PG	0.71±0.01Aa	305.7±3.7Aa	471.0±5.2Ba
	+IN+MB	0.58±0.01Ca	250.1±6.5Ba	213.2±3.9Ca
	+IN+AJ	0.66±0.01Ba	232.1±2.0Ca	625.7±2.5Aa
ON	+ON+PG	0.66±0.01Ab	298.7±3.1Ab	464.4±2.4Ba
	+ON+MB	0.57±0.02Cb	242.1±10.2Ba	189.2±6.2Cb
	+ON+AJ	0.62±0.02Bb	223.8±2.0Cb	616.7±3.8Ab
Litter		$P<0.001$	$P<0.001$	$P<0.001$
N		$P<0.001$	$P<0.001$	$P<0.001$
Litter*N		$P=0.05$	$P=0.36$	$P<0.05$

注：小写字母不同表示同种类型凋落物、不同形态氮处理间显著差异；大写字母不同表示同种形态氮、不同类型凋落物处理间显著差异。Note: Different lowercase letters indicate significant differences among the same type of litter and different forms of nitrogen treatments; different uppercase letters indicate significant differences among the same form of nitrogen and different types of litter treatments.

2.3 氮和凋落物添加下土壤 N₂O 排放的变化

培养期内，单独添加氮、单独添加凋落物以及氮和凋落物联合添加与 CK 相比均显著提高 N₂O 累积排放量 ($P<0.05$)，但在不同组合间存在显著差异 ($P<0.05$) (图 1)。其中，IN 与凋落物联用的 N₂O 累积排放量显著低于单独添加 IN ($P<0.05$)。+ON+MB 处理的 N₂O 累积排放量显著高于+ON 处理 ($P<0.05$)。

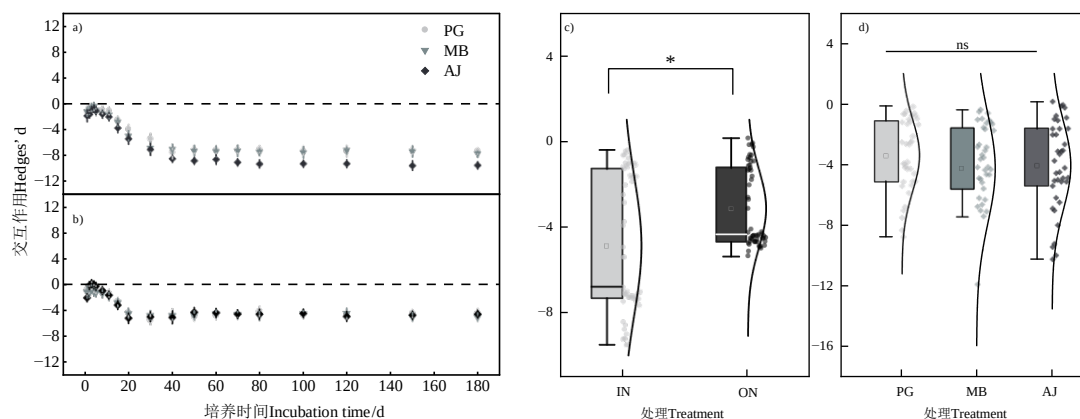
在 180 d 培养期内，氮和凋落物联合添加对土壤 N₂O 累积排放量呈现拮抗与协同两类交互作用 (图 2a，图 2b)。总体上，IN 和凋落物的交互以拮抗为主，其对 N₂O 累积排放量的抑制作用强于 ON 和凋落物 (图 2c)。相较之下，ON 与凋落物的拮抗效应较弱，并在培养初期出现短暂的协同效应。通过对凋落物类型进一步比较发现，不同类型凋落物处理间拮抗强度差异不显著 (图 2d)。因此，对于 N₂O 累积排放量，交互作用主要受氮形态影响。



注：误差棒表示标准差，N，氮添加的影响；Litter，凋落物添加的影响；N×Litter，氮和凋落物交互效应。大写字母不同表示同种类型凋落物、不同形态氮处理间显著差异；小写字母不同表示同种形态氮、不同类型凋落物处理间显著差异。Note: Error bars represent the standard deviation, N, the effect of nitrogen addition; Litter, the effect of litter addition; N×Litter, the interaction effect of nitrogen and litter. Different capital letters indicate significant differences among the same type of litter but different forms of nitrogen; different lowercase letters indicate significant differences among the same form of nitrogen but different types of litter treatments.

图 1 不同氮沉降形态和凋落物处理下土壤 N₂O 排放特征

Fig. 1 Characteristics of N₂O emissions from soil under different nitrogen deposition forms and litter treatments



注：a)和b)分别为无机氮和有机氮的影响效应。c)显示了添加不同形态氮处理之间交互作用的平均值；d)显示了添加不同类型凋落物处理之间交互作用的平均值。交互作用的d值>0和<0分别表示协同效应和拮抗效应。误差棒表示95%置信区间。Note: a) and b) represent the effects of inorganic nitrogen and organic nitrogen, respectively. c) shows the average values of the interaction between different nitrogen form treatments; d) shows the average values of the interaction between different litter types treatments. The d value of the interaction > 0 and < 0, respectively indicates a synergistic effect and an antagonistic effect. The error bars represent the 95% confidence interval.

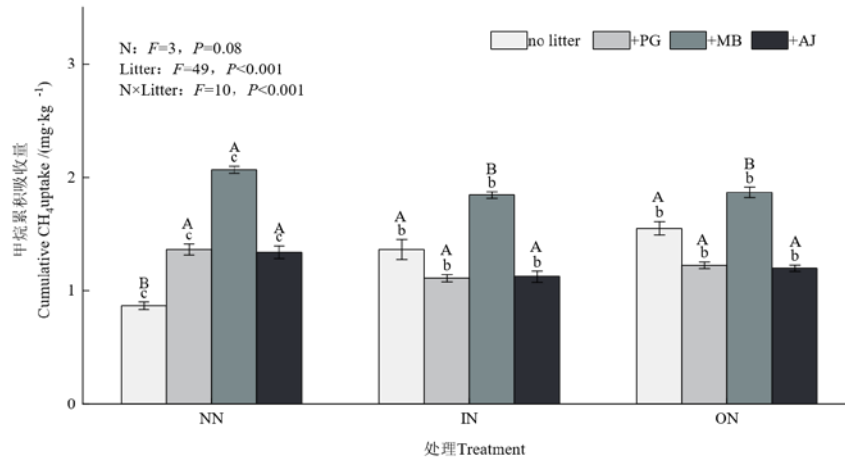
图 2 氮形态与凋落物类型交互作用对土壤氧化亚氮 (N₂O) 累积排放量的影响

Fig. 2 The influence of the interaction between nitrogen forms and litter types on the cumulative emission of nitrous oxide (N₂O) in the soil

2.4 氮和凋落物添加下土壤 CH₄ 吸收的变化

培养期内，单独添加氮处理以及单独添加凋落物处理均显著提高 CH₄ 累积吸收量，其中+MB 显著高于+PG 和+AJ ($P<0.05$)。氮和凋落物联合添加处理同样显著提高 CH₄ 累积吸收量 ($P<0.05$) (图 3)。在 180 d 培养期内，氮和凋落物联合添加对土壤 CH₄ 累积吸收量呈

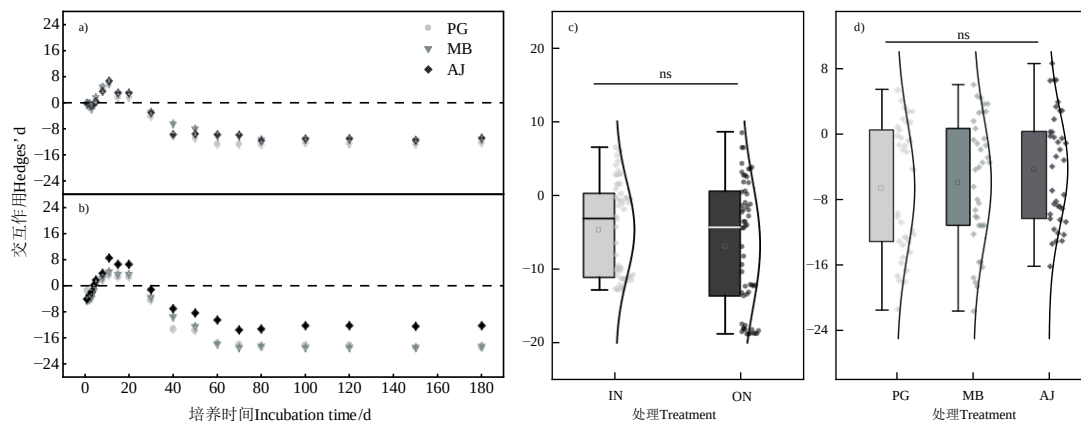
现拮抗与协同两类交互作用（图 4a，图 4b）。分别比较不同形态氮添加（图 4c）和不同类型凋落物添加（图 4d）时，不同形态氮和不同类型凋落物处理间拮抗强度差异均不显著。



注：大写字母不同表示同种类型凋落物、不同形态氮处理间显著差异；小写字母不同表示同种形态氮、不同类型凋落物处理间显著差异。Note: Different capital letters indicate significant differences among the same type of litter but different forms of nitrogen; different lowercase letters indicate significant differences among the same form of nitrogen but different types of litter treatments.

图 3 不同氮沉降形态和凋落物处理下土壤甲烷（CH₄）吸收特征

Fig. 3 Characteristics of soil methane (CH₄) uptake under different nitrogen deposition forms and litter treatments



注：a)和b)分别为无机氮和有机氮的影响效应。c)显示了添加不同形态氮处理之间交互作用的平均值；d)显示了添加不同类型凋落物处理之间交互作用的平均值。交互作用的d值>0和<0分别表示协同效应和拮抗效应。误差条表示95%的置信区间。Note: a) and b) represent the effects of inorganic nitrogen and organic nitrogen respectively. c) shows the average values of the interaction between different nitrogen form treatments; d) shows the average values of the interaction between different litter type treatments. The d value of the interaction > 0 and < 0, respectively indicates a synergistic effect and an antagonistic effect. The error bars represent the 95% confidence interval.

图 4 氮形态与凋落物类型交互作用对土壤 CH₄ 累积吸收量的影响

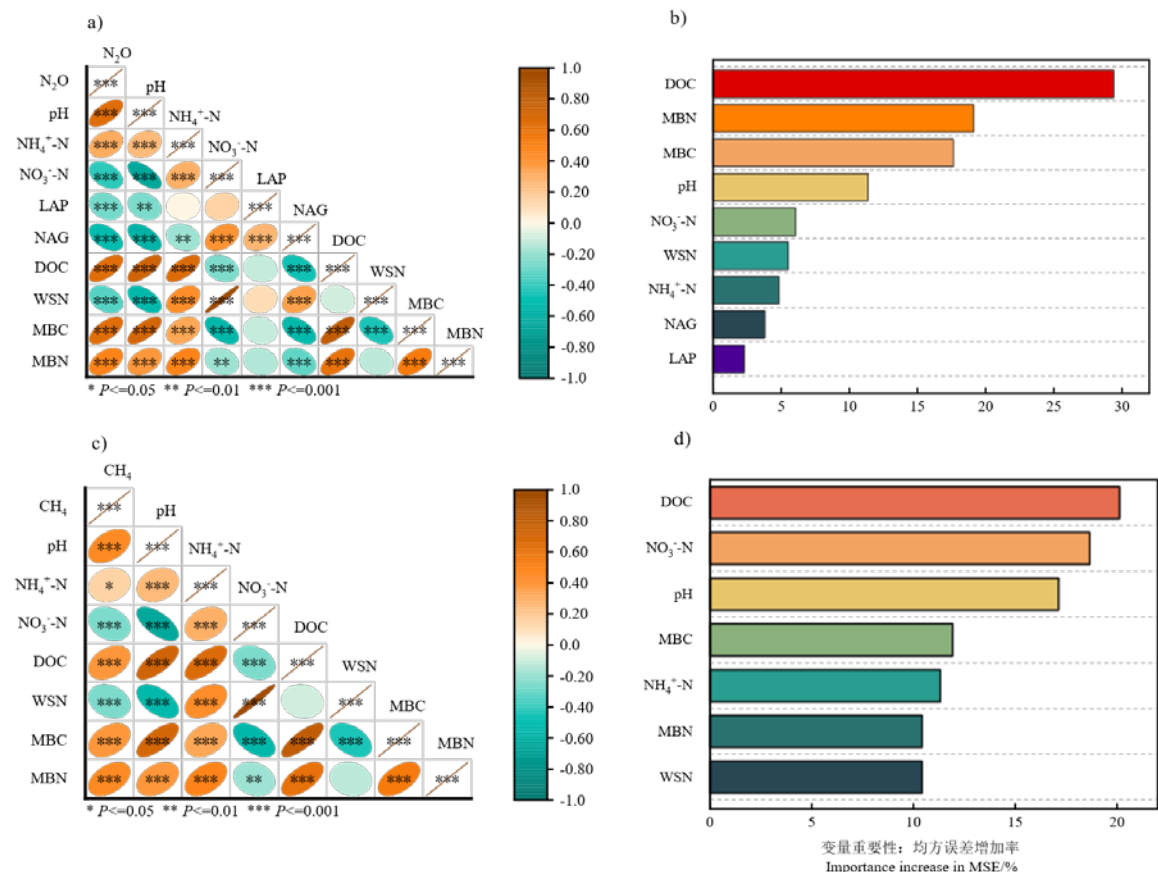
Fig. 4 The influence of the interaction between nitrogen forms and litter types on the cumulative absorption-uptake of soil CH₄

2.5 氮和凋落物添加下土壤 N₂O 排放和 CH₄ 吸收的影响因子

土壤 N₂O 累积排放量与 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、DOC、MBC 和 MBN 含量呈显著正相关（图 5a）。随机森林分析表明，土壤 DOC 是影响 N₂O 累积排放量最主要的因素(图 5b)。PLS-PM 分析进一步表明，在+IN 条件下，土壤 pH 和 MBC 对 N₂O 排放有直接影响，DOC、WSN、

pH 则可通过改变 MBC 含量间接影响 N_2O 排放 (图 6a)。在+ON 条件下, MBC、MBN 对 N_2O 排放有直接影响, DOC、pH 则可通过改变 MBC、MBN 含量间接影响 N_2O 排放, WSN 通过改变 MBC 含量间接影响 N_2O 排放 (图 6b)。凋落物添加均可通过改变 DOC、WSN、pH 间接影响 N_2O 排放。

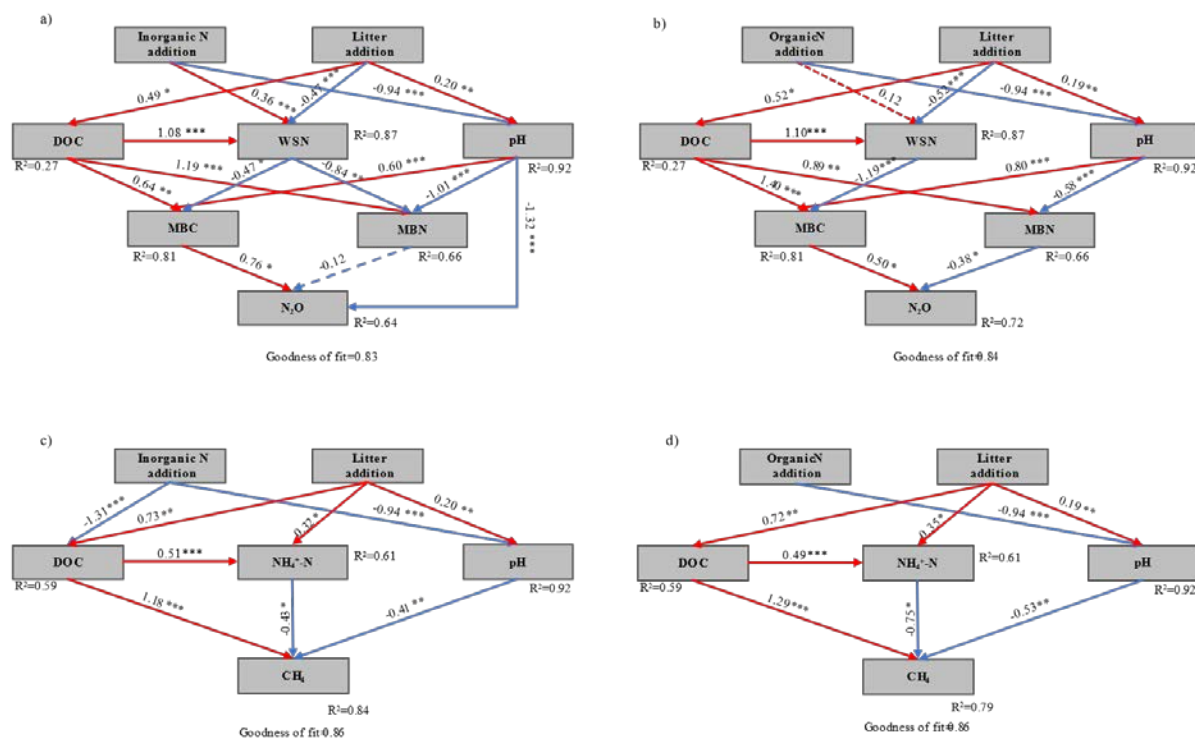
土壤 CH_4 累积吸收量与 DOC、WSN 呈显著正相关 (图 5c)。随机森林分析表明, 土壤 WSN 是影响 CH_4 累积吸收量的最主要因素 (图 5d)。PLS-PM 分析进一步表明, 在+IN 和 +ON 条件下, 土壤 DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、pH 对 CH_4 吸收均有直接影响; 此外, DOC 还可通过改变 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量间接影响 CH_4 吸收 (图 6c, 图 6d)。凋落物的添加均可通过改变 DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、pH 来影响 CH_4 吸收。



注: a)土壤 N_2O 累积排放量和土壤因子间的相关性 (* $P<0.05$ 、** $P<0.01$ 、*** $P<0.001$), b)土壤 N_2O 累积排放量随机森林分析, c)土壤 CH_4 累积吸收量和土壤因子间的相关性 (* $P<0.05$ 、** $P<0.01$ 、*** $P<0.001$), d)土壤 CH_4 累积吸收量的随机森林分析。Note: a) The correlation between cumulative N_2O emissions and soil factors (with * indicating $P < 0.05$, ** indicating $P < 0.01$, and *** indicating $P < 0.001$), b) Random forest analysis of cumulative N_2O emissions, c) The correlation between cumulative CH_4 uptake and soil factors (with * indicating $P < 0.05$, ** indicating $P < 0.01$, and *** indicating $P < 0.001$), d) Random forest analysis of cumulative CH_4 uptake.

图5 土壤生物化学性质与 N_2O 排放、 CH_4 吸收的关系

Fig. 5 Correlations between soil biochemical characteristics and N_2O emissions, as well as CH_4 uptake



注: a)和 b)氮和凋落物添加对土壤 N₂O 累积排放量的影响路径; c)和 d)氮和凋落物添加对土壤 CH₄ 累积吸收量的影响路径。R² 值表示与其他变量之间的关系所解释的变异比例。虚线代表不显著的影响。与箭头相邻的数字表示路径系数。单向因果关系用单头箭头表示。实线表示显著效应 (*、**和***分别表示在 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ 和 $P < 0.001$ 时显著相关) Note: a) and b) Pathways of nitrogen and litter addition effects on cumulative soil N₂O emissions; c) and d) Pathways of nitrogen and litter addition effects on cumulative soil CH₄ uptake. The R² value indicates the proportion of variance explained by the relationship with other variables. The dotted lines represent insignificant effects. The numbers adjacent to the arrows represent path coefficients. One-way causal relationships are represented by single-headed arrows. The solid lines represent significant effects (*, ** and *** indicate significant correlations at $P < 0.05$, $P < 0.01$ and $P < 0.001$ respectively).

图 6 偏最小二乘路径模型量化氮和凋落物添加驱动土壤 N₂O 排放和 CH₄ 吸收量的直接与间接路径

Fig. 6 Partial least squares path modeling quantifying the direct and indirect pathways of nitrogen and litter addition driving soil N₂O emissions and CH₄ uptake

3 讨论

3.1 不同形态氮和不同类型凋落物对土壤 N₂O 排放的影响

总体而言, +IN 和 +ON 均显著提高了土壤 N₂O 累积排放量, 且 +IN 的促进效应更高 (图 1), 与前期野外研究结果一致^[9]。氮添加通常会通过提高硝化和反硝化过程的底物供应来增加 N₂O 排放^[26], 本研究 +IN 和 +ON 处理显著增加的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量为这一观点提供了支持。同时, +IN 处理中 NH₄⁺-N 含量与 ON 处理无显著差异, 但其 NO₃⁻-N 含量显著高于 ON 处理, 且 NO₃⁻-N 含量与 N₂O 排放量显著相关 ($P < 0.05$), 这表明 +IN 处理较高的 N₂O 排放量主要与较强的反硝化作用有关。

此外, 添加不同类型凋落物均能显著提高了土壤 N₂O 排放, 这与以往的研究结果一致^[27], 主要是因为凋落物分解释放可溶性碳和无机氮所致。本研究中, 不同类型凋落物添加均显著增加了土壤中 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、DOC 含量 (表 1), 且三者均与 N₂O 排放量呈显著正相关 ($P < 0.05$), 这表明凋落物添加后硝化和反硝化作用的同步增强是导致凋落物处理 N₂O

排放量增加的主要原因。尽管+MB 处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、DOC 含量显著高于+PG 和+AJ 处理, 但不同处理间 N_2O 排放量却无显著差异, 这可能由于+MB 处理中的 DOC 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均较高, 从而促进了完全反硝化(N_2O 被进一步还原为氮气)^[28]。其结果是硝化作用增强所产生的 N_2O 与完全反硝化作用增强所还原的 N_2O 相互抵消, 最终导致+MB 与+PG 和+AJ 处理之间的 N_2O 排放量无显著差异。

与预期假设一相反, 本研究还发现氮和凋落物的交互作用对土壤 N_2O 排放的影响整体表现为拮抗效应。与氮或凋落物单独添加处理相比, 两者联合添加时, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 MBN 含量均显著增加(表 1), 这主要是由于氮添加条件下凋落物分解产生的大量 DOC 可进一步促进无机氮被微生物固定为 MBN, 进而可能降低无机氮进入硝化和反硝化途径的比例^[29]。值得注意的是, IN 和凋落物联合添加处理的拮抗效应显著高于 ON 和凋落物联合添加的处理。本研究中, IN 与凋落物联合添加后, DOC 含量(表 1)和 CO_2 排放量^[23]均显著低于 ON 和凋落物联合添加, 表明凋落物的分解和土壤异养呼吸均较弱, 微生物代谢活性较低, 从而限制了反硝化过程及其 N_2O 产生, 表现出更强的拮抗效应。此外, LAP、NAG 在本研究中效应较弱, 未出现显著变化, 表明本研究中氮和凋落物添加对 N_2O 排放主要受到可溶性底物供给及微生物生物量的影响, 而不是受 LAP、NAG 活性的影响。除此之外, 氮和凋落物联合添加处理中土壤 pH 显著低于各自单独添加凋落物处理(表 1), 低 pH 会抑制硝化并限制反硝化过程, 从而使 N_2O 排放减少^[30]。需要指出的是, 本研究未进一步区分硝化与反硝化来源对 N_2O 的相对贡献, 未来研究可结合 *amoA*、*nirK*、*nirS* 和 *nosZ* 等功能基因与同位素示踪方法进一步验证不同处理对 N_2O 排放的影响效应。

3.2 不同形态氮与不同类型凋落物对土壤 CH_4 吸收的影响

+IN 和+ON 均显著促进了土壤 CH_4 吸收(图 3), 这与本实验的假设二不相符, 但与其他部分研究结果一致^[31]。氮添加后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著增加(表 1), 甲烷氧化菌虽然以 CH_4 为底物、 O_2 为电子受体, 但其生长与酶合成(如 pMMO 相关蛋白)仍需要氮, 可利用氮供给的显著增加, 可能缓解了 CH_4 氧化微生物的营养氮限制, 从而促进其生长及甲烷单加酶等关键酶的合成^[32], 增加 CH_4 吸收。不过, 不同形态氮添加处理间土壤无机氮含量无显著差异, 尽管 ON 添加理论上可增加土壤碳输入, 但+IN 和+ON 处理间 DOC 含量亦无显著差异(表 1), 这表明两种氮形态在培养过程中形成了相近的可利用氮和可利用碳供给, 使甲烷氧化菌面临的营养条件一致, 因而 IN 和 ON 对 CH_4 吸收的促进作用整体上无显著差异。

此外, 添加不同类型凋落物均能显著促进 CH_4 吸收(图 3), 该结果与前人研究结果不同^[13]。在培养前期, 凋落物添加表现出了短暂的 CH_4 净排放, 这可能是由于凋落物中易降解组分的快速降解使得耗氧量增加和厌氧微域增多导致了产 CH_4 作用的增强^[33]。随着培养时间延长, 尽管凋落物仍在持续分解, 但易降解组分逐渐被消耗、微生物呼吸强度及其引发的耗氧峰值下降(CO_2 排放由高峰回落并趋于稳定^[23]), 土壤孔隙气体扩散与通气条件可能逐步改善, 产 CH_4 过程受到抑制。同时, 在 O_2 供应相对充足的条件下, 甲烷氧化菌以 CH_4 为直接底物、以 O_2 为电子受体进行氧化, CH_4 氧化逐渐成为控制净 CH_4 通量的主导过程, 使土壤由 CH_4 源转变为 CH_4 汇, 因而, 凋落物添加在整体上表现为促进 CH_4 吸收^[34]。值得注意的是, +MB 处理土壤 CH_4 吸收量显著高于+PG 和+AJ 处理, 造成这种差异的主要原因可能是由于 PG 和 AJ 较高的木质素含量会阻碍微生物对纤维素和其他碳水化合物的降解^[35], 减缓凋落物分解速率(表 2)。MB 分解后 DOC 和 WSN 均显著高于 PG 和 AJ(表 1), 表明其向土壤持续提供更充足的可利用碳氮资源。虽然 DOC 并非为甲烷氧化菌的直接底物, 但更高的 DOC 和 WSN 供给可通过提升微生物代谢活性和营养供给、促进关键酶合成潜力^[10], 从而提高 CH_4 吸收(图 6)。因此, 凋落物添加对 CH_4 通量的影响取决于产 CH_4 与 CH_4 氧化的相对强度: 前期耗氧所形成的厌氧微域可使净排放短暂出现, 而后期在通气恢复后 CH_4 氧

化占优, 最终表现为净吸收增强。

在氮和凋落物的交互作用方面, 整体对土壤 CH_4 吸收表现为拮抗效应。其中 IN 和凋落物联合添加的处理中 DOC 含量显著低于单独凋落物添加处理 (表 1), 且该处理的 CO_2 排放也显著低于单独凋落物添加^[23], 表明 IN 和凋落物联合添加抑制了微生物异养呼吸与凋落物碳矿化强度, 从而削弱了凋落物单独添加所形成的碳氮资源供给增强与微生物代谢活性提升的效应, 导致 CH_4 吸收的提升幅度降低, 进而表现为拮抗效应。与此同时, 虽然 ON 和凋落物联合添加处理中 DOC 并未显著降低, 但相较于单独凋落物添加, 联合添加显著提高 WSN 供给并促进微生物氮固持^[29] (MBN 升高; 表 1), 使可利用氮更倾向进入微生物生物量库而非持续维持对甲烷氧化菌的有效氮供给, 从而削弱 CH_4 吸收并产生拮抗效应。然而, 不同形态氮和凋落物联合添加时 WSN 含量未表现出显著差异 (表 1), 在此条件下, 尽管 ON 和凋落物联合添加的处理中 DOC 含量显著高于 IN 和凋落物联合添加处理 (表 1), 但该部分 DOC 更可能被异养微生物快速利用并转化为生物量周转 (MBC 升高; 表 1), 未能形成足以显著改变 CH_4 氧化过程中营养供给条件的差异, 导致不同形态氮与不同凋落物组合间对 CH_4 吸收的拮抗效应差异不显著。此外, 本研究未来可将 *pmoA*、*mcrA* 等功能基因和同位素示踪方法相结合来进一步验证不同处理对 CH_4 吸收的影响效应。

4 结 论

不同氮形态与凋落物类型及其交互作用可显著改变毛竹林土壤无机氮与 DOC 等关键环境因子, 并进一步影响 N_2O 排放与 CH_4 吸收。氮和凋落物添加均显著促进了 N_2O 排放与 CH_4 吸收, 但两者的交互作用整体表现为拮抗效应。其中, 无机氮与凋落物组合对 N_2O 的拮抗效应强于有机氮组合; 然而无机氮与凋落物组合对 CH_4 的拮抗效应与有机氮组合无显著差异。总体而言, 不同形态氮和不同类型凋落物通过交互作用共同调控毛竹林土壤 N_2O 排放与 CH_4 吸收。本研究结果可为氮沉降背景下毛竹林凋落物管理与温室气体减排提供理论依据。

参考文献 (References)

- [1] Calvin K, Dasgupta D, Krinner G, et al. Contribution of Working Groups I, II and III to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change//Climate change 2023: Synthesis report[R]. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2023.
- [2] Hu M P, Chen D J, Dahlgren R A. Modeling nitrous oxide emission from rivers: A global assessment[J]. Global Change Biology, 2016, 22(11): 3566-3582.
- [3] Feng H L, Guo J H, Peng C H, et al. Global estimates of forest soil methane flux identify a temperate and tropical forest methane sink[J]. Geoderma, 2023, 429: 116239.
- [4] Gong C, Tian H Q, Liao H, et al. Global net climate effects of anthropogenic reactive nitrogen[J]. Nature, 2024, 632(8025): 557-563.
- [5] Zhang Y, Song L, Liu X J, et al. Atmospheric organic nitrogen deposition in China[J]. Atmospheric Environment, 2012, 46: 195-204.
- [6] Li C, Liu Y Q, Wang H K, et al. Effects of moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) expansion and simulated nitrogen deposition on emission of soil N_2O and CO_2 in Lushan Mountain[J]. Acta Pedologica Sinica, 2019, 56(1): 146-155. [李超, 刘苑秋, 王翰琨, 等. 庐山毛竹扩张及模拟氮沉降对土壤 N_2O 和 CO_2 排放的影响[J]. 土壤学报, 2019, 56(1): 146-155.]
- [7] Xu J, Han C, Zhang J B, et al. Effects of amendment of organic carbon or nitrogen on ammonia oxidation in the subtropical acidic forest soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2017, 54(4): 1029-1037. [徐杰, 韩成, 张金波, 等. 有机碳氮添加对酸性森林土

壤氨氧化过程的影响[J]. 土壤学报, 2017, 54(4): 1029-1037.]

[8] Pan H, Li Y, Meng C M, et al. Effects of nitrogen levels on interactions between active methanotrophs and nitrifiers[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(2): 557-567. [潘红, 李勇, 孟春梅, 等. 氮素水平对土壤甲烷氧化和硝化微生物相互作用的影响[J]. 土壤学报, 2022, 59(2): 557-567.]

[9] Jiang W T, Zhang H K, Fang Y Y, et al. Understory N application overestimates the effect of atmospheric N deposition on soil N₂O emissions[J]. Geoderma, 2023, 437: 116611.

[10] Martinson G O, Müller A K, Matson A L, et al. Nitrogen and phosphorus control soil methane uptake in tropical montane forests[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2021, 126(8): e2020JG005970.

[11] Xue X X, Ren C Q, Luo X H, et al. Effects of experimental nitrogen deposition and litter manipulation on soil organic components and enzyme activity of latosol in tropical rubber plantations[J]. Environmental Science, 2024, 45(1): 354-363. [薛欣欣, 任常琦, 罗雪华, 等. 氮添加与凋落物处理对橡胶林砖红壤有机碳组分及酶活性的影响[J]. 环境科学, 2024, 45(1): 354-363.]

[12] Lussich F, Dhaliwal J K, Faiia A M, et al. Cover crop residue decomposition triggered soil oxygen depletion and promoted nitrous oxide emissions[J]. Scientific Reports, 2024, 14: 8437.

[13] Xiong J, Wang G X, Sun X Y, et al. Effects of litter and root inputs on soil CH₄ uptake rates and associated microbial abundances in natural temperate subalpine forests[J]. Science of the Total Environment, 2024, 912: 168730.

[14] Knorr M, Frey S D, Curtis P S. Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis[J]. Ecology, 2005, 86(12): 3252-3257.

[15] Li Y M, Feng P F. Bamboo resources in China based on the ninth national forest inventory data[J]. World Bamboo and Rattan, 2019, 17(6): 45-48. [李玉敏, 冯鹏飞. 基于第九次全国森林资源清查的中国竹资源分析[J]. 世界竹藤通讯, 2019, 17(6): 45-48.]

[16] Mao Z X, Gan Z Y, Xie J T, et al. Effects and mechanisms of *Phoebe bournei* litter input on soil priming effect based on organ and carbon to nitrogen ratio differences[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026, 63(5): 1682-1694. [毛紫溪, 甘子莹, 谢江涛, 等. 基于器官和碳氮比差异的闽楠凋落物输入对土壤激发效应的影响及机理[J]. 土壤学报, 2026, 63(5): 1682-1694.]

[17] Zhu J X, Jia Y L, Yu G R, et al. Changing patterns of global nitrogen deposition driven by socio-economic development[J]. Nature Communications, 2025, 16: 46.

[18] Jiang Z L, Ye L X, Liu J, et al. Effects of enclosure duration on litter and soil water holding capacity of *Phyllostachys edulis* forest[J]. Journal of Zhejiang A & F University, 2020, 37(5): 860-866. [蒋仲龙, 叶柳欣, 刘军, 等. 封育年限对毛竹林凋落物和土壤持水效能的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2020, 37(5): 860-866.]

[19] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: Past, present, and future[J]. Biogeochemistry, 2004, 70(2): 153-226.

[20] Joergensen R G, Mueller T. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the k_{EN} value[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1996, 28(1): 33-37.

[21] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(9): 1309-1315.

[22] He W, Wu F Z, Yang W Q, et al. Lignin degradation in foliar litter of two shrub species from the gap center to the closed canopy in an alpine fir forest[J]. Ecosystems, 2016, 19(1): 115-128.

[23] Zhuo S J, Fang Y Y, Chen Y C, et al. Interactive effects of plant litter chemistry and organic/inorganic forms of nitrogen addition on Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) soil respiration[J]. Biology and Fertility of Soils, 2025, 61(1): 109-123.

[24] Crain C M, Kroeker K, Halpern B S. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems[J]. Ecology Letters, 2008, 11(12): 1304-1315.

[25] Yue K, Fornara D A, Yang W Q, et al. Influence of multiple global change drivers on terrestrial carbon storage: Additive effects are common[J]. Ecology Letters, 2017, 20(5): 663-672.

[26] Cen X Y, Müller C, Kang X Y, et al. Nitrogen deposition contributed to a global increase in nitrous oxide emissions from

forest soils[J]. Communications Earth & Environment, 2024, 5: 532.

[27] Xu F, Jia Q Q, Guo N, et al. The impact of litter removal on soil CO₂ and N₂O fluxes in typical moso bamboo forests in the Yangtze River Delta, China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2025, 34(3): 380-390. [徐飞, 贾沁琦, 郭娜, 等. 凋落物去除对长三角典型毛竹林土壤 CO₂ 和 N₂O 通量的影响[J]. 生态环境学报, 2025, 34(3): 380-390.]

[28] Shaaban M, Hu R G, Wu Y P, et al. Soil pH management for mitigating N₂O emissions through *nosZ* (Clade I and II) gene abundance in rice paddy system[J]. Environmental Research, 2023, 225: 115542.

[29] You M Y, Li L J, Horwath W R, et al. Linking changes in soil microbial biomass size and nitrogen availability to increased N₂O production[J]. Soil Science Society of America Journal, 2025, 89(5): e70143.

[30] Xu X T, He C, Zhong C, et al. Soil N₂O emission in *Cinnamomum camphora* plantations along an urbanization gradient altered by changes in litter input and microbial community composition[J]. Environmental Pollution, 2022, 299: 118876.

[31] van den Bergh S G, Chardon I, Meima-Franke M, et al. Improved methane mitigation potential and modulated methane cycling microbial communities in arable soil by compost addition[J]. ISME Communications, 2025, 5(1): ycaf139.

[32] Li M, Peng Y R, Wang T, et al. Soil methane uptake and its response and mechanism to global change in natural ecosystems: A review[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2025, 56(3): 884-900. [李梅, 彭园睿, 王涛, 等. 自然生态系统土壤甲烷吸收对全球变化的响应及其机制研究进展[J]. 土壤通报, 2025, 56(3): 884-900.]

[33] Walkiewicz A, Rafalska A, Bulak P, et al. How can litter modify the fluxes of CO₂ and CH₄ from forest soils? A mini-review[J]. Forests, 2021, 12(9): 1276.

[34] Zhang L, Lin W S, Sardans J, et al. Soil warming-induced reduction in water content enhanced methane uptake at different soil depths in a subtropical forest[J]. Science of the Total Environment, 2024, 927: 171994.

[35] Liu Q X, Qian J Y, Xiong Y Y, et al. Differential responses of litter decomposition to canopy and understory nitrogen addition in a Moso bamboo forest[J]. Acta Ecologica Sinica, 2026, 46(7): 3471-3480. [刘秦熙, 钱金瑶, 熊艳云, 等. 毛竹叶凋落物分解对林冠和林下氮添加的差异化响应[J]. 生态学报, 2026, 46(7): 3471-3480.]

(责任编辑: 高 萱)