

氮素形态与温度对鲁西沙区林地土壤有机碳矿化的交互作用

陈庆海, 陶宝先, 商玉冰, 占敏, 李合印, 李甘霖, 李艳春

引用本文:

陈庆海, 陶宝先, 商玉冰, 占敏, 李合印, 李甘霖, 李艳春. 氮素形态与温度对鲁西沙区林地土壤有机碳矿化的交互作用[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(2): 414-423.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0615>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

设施耕作促进农田土壤有机碳矿化

陶宝先, 张保华, 董杰, 刘晨阳

农业环境科学学报. 2017, 36(12): 2486-2492 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1171>

水旱轮作条件下畜禽有机肥氮素矿化特征

沈仕洲, 万辰, 马瑛骏, 胡玉康, 王风, 张克强

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2513-2520 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1032>

温度对农田黑土氮初级转化速率的影响

郎漫, 李平, 魏玮

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 815-822 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1133>

不同地力玉米田土壤有机碳矿化特征

王永慧, 杨殿林, 红雨, 赵建宁, 轩青霞, 霍莉莉, 谭炳昌, 修伟明, 王丽丽

农业环境科学学报. 2019, 38(3): 590-599 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1032>

生物炭对杉木人工林土壤碳氮矿化的影响

李莹, 魏志超, 李惠通, 邱云霄, 周垂帆, 马祥庆

农业环境科学学报. 2017, 36(2): 314-321 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1086>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

陈庆海, 陶宝先, 商玉冰, 等. 氮素形态与温度对鲁西沙区林地土壤有机碳矿化的交互作用[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(2): 414-423.

CHEN Q H, TAO B X, SHANG Y B, et al. Combined effects of nitrogen forms and temperature on soil organic carbon mineralization of forest in the sandy area of western Shandong Province, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(2): 414-423.



开放科学 OSID

氮素形态与温度对鲁西沙区林地土壤有机碳矿化的交互作用

陈庆海^{1,2}, 陶宝先^{1,2*}, 商玉冰³, 占敏³, 李合印³, 李甘霖¹, 李艳春¹

(1. 聊城大学地理与环境学院, 山东 聊城 252059; 2. 农产品区域品牌基地土壤环境与污染防控聊城市重点实验室, 山东 聊城 252059; 3. 莘县国有林场管理服务中心, 山东 聊城 252415)

摘要:为探讨氮素形态与温度对土壤有机碳(SOC)矿化的交互作用,本研究以鲁西黄河故道沙区黑杨(*Populus nigra*)人工林为例,采用室内培养实验,研究不同氮素形态(硝态氮、铵态氮)及不同温度(10、20、30℃)对SOC矿化的单独及交互作用。结果表明:10℃时铵态氮的输入使SOC累积矿化量比对照(不输入氮)增加11.8%~21.3%,表明该区域SOC矿化受铵态氮限制;随温度升至20℃和30℃,铵态氮输入对SOC矿化的影响转为抑制作用。硝态氮输入在整个培养过程中抑制SOC矿化;培养结束时,硝态氮输入处理的SOC累积矿化量比对照降低4.1%~11.5%(10℃)、9.1%~29.3%(20℃)和8.6%~23.7%(30℃)。增温促进SOC矿化。增温和两类氮输入对SOC矿化的交互作用均为负效应,两因素对SOC矿化交互作用的实测值比理论值降低7.9%~21.9%(硝态氮)、16.1%~23.6%(铵态氮),因为两类氮输入有降低SOC矿化温度敏感性的趋势。研究表明,硝态氮、铵态氮对SOC矿化的影响存在差异,增温、氮输入对SOC矿化的交互作用显著小于两因素单独作用之和。

关键词:氮素形态;温度;有机碳矿化;负效应;森林土壤

中图分类号:S714.2 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)02-0414-10 doi:10.11654/jaes.2022-0615

Combined effects of nitrogen forms and temperature on soil organic carbon mineralization of forest in the sandy area of western Shandong Province, China

CHEN Qinghai^{1,2}, TAO Baoxian^{1,2*}, SHANG Yubing³, ZHAN Min³, LI Heyin³, LI Ganlin¹, LI Yanchun¹

(1. College of Geography and Environment, Liaocheng University, Liaocheng 252059, China; 2. Liaocheng Key Laboratory of Agricultural Soil Environment and Pollution Prevention, Liaocheng 252059, China; 3. State-owned Forest Farm Management and Service Center of Shexian County, Liaocheng 252415, China)

Abstract: The continuous increase in atmospheric nitrogen (N) deposition and global warming caused has significantly changed the mineralization of soil organic carbon (SOC) in forest ecosystem. Most studies have focused on the single effects of N deposition and temperature on SOC mineralization, and the combined effect of N forms and temperature on SOC mineralization is still poorly understood. Soil samples were collected from an artificial *Populus nigra* forest in the sandy area of western Shandong Province, and the combined effect of N forms (nitrate and ammonium) and temperatures (10, 20 °C, and 30 °C) on SOC mineralization was studied using an incubation

收稿日期:2022-06-20 录用日期:2022-09-29

作者简介:陈庆海(1998—),男,山东临沂人,硕士研究生,从事土壤碳氮循环研究。E-mail:2358024211@qq.com

*通信作者:陶宝先 E-mail:taobaoxian@sina.com

基金项目:山东省自然科学基金项目(ZR2020MD004);山东省本科高校教学改革研究项目(M2018X052);聊城大学实验技术研究项目(26322170123);聊城大学基金项目(318051430)

Project supported: The Natural Science Foundation of Shandong Province, China (ZR2020MD004); Research Project on Teaching Reform in Universities in Shandong Province (M2018X052); Experimental Technology Research Project of Liaocheng University (26322170123); Natural Science Foundation of Liaocheng University (318051430)

experiment. The results showed that, compared to the control treatment, ammonium addition increased the cumulative SOC mineralization by 11.8%–21.3% at 10 °C, indicating a N-limitation on the microbial decomposition of SOC. As the temperature increased to 20 °C and 30 °C, the effect of ammonium nitrogen addition on SOC mineralization was negative. Nitrate addition reduced SOC mineralization during the entire incubation period. At the end of the incubation, the cumulative SOC mineralization after nitrate addition was reduced by 4.1%–11.5% (10 °C), 9.1%–29.3% (20 °C), and 8.6%–23.7% (30 °C), respectively compared to that of the control treatment. Increased temperature enhanced SOC mineralization. The combined effect of temperature and N addition on SOC mineralization was antagonistic. The measured values of such interactions on SOC mineralization were 7.9%–21.9% (nitrate addition) and 16.1%–23.6% (ammonium addition) lower than theoretical values due to the decreased tendency of the temperature sensitivity of SOC mineralization after N addition. In general, nitrate and ammonium addition produce different effects on SOC mineralization. The interactive effect of N addition and temperature on SOC mineralization may have been overestimated based on their single effects.

Keywords: nitrogen form; temperature; soil organic carbon mineralization; antagonistic effect; forest soil

人类活动引起的大气氮沉降持续增加,对全球碳循环产生了重大影响。我国成为继欧洲、北美之后世界第三大氮沉降区^[1],年均氮沉降量从19世纪80年代的 $1.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 增加到21世纪初的 $2.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ^[2],这极可能影响碳循环过程。目前,大多数研究侧重探讨氮沉降与土壤有机碳(SOC)矿化的关系^[3–5],发现氮沉降通过改变土壤养分的有效性、土壤微生物群落结构以及微生物量等影响森林生态系统SOC储量和稳定性^[6–8],但关于氮沉降与SOC矿化之间的关系仍不确定。有研究认为氮沉降会提高土壤氮的有效性,增加土壤微生物活性和微生物量,从而促进SOC矿化^[9];也有研究认为氮沉降导致的土壤酸化会降低土壤微生物量,抑制土壤酶活性和SOC矿化^[10–11];甚至有研究发现,氮沉降对SOC矿化无影响^[12]。

铵态氮和硝态氮是氮沉降的主要形式^[13],主要来自工农业生产及化石燃料燃烧^[14],其中铵态氮占我国氮沉降总量的2/3以上^[15]。有研究指出,铵态氮和硝态氮具有相反的电荷,硝态氮在土壤中的迁移率大于铵态氮,它们可能对SOC矿化产生不同的影响^[16]。相较于硝态氮,微生物更倾向于吸收铵态氮,因为吸收铵态氮比硝态氮消耗更少的能量^[8,17],因此铵态氮输入更易促进SOC矿化^[10]。但也有研究表明,硝态氮相较于铵态氮更利于增加土壤微生物量,促进SOC矿化^[18]。还有研究表明,硝态氮及铵态氮均可能对SOC矿化产生促进、抑制作用或无显著影响,且两类氮素对SOC矿化的影响存在显著差异^[10,17,19–21]。总之,目前研究多关注氮沉降量与SOC矿化的关系^[22],而对不同形态氮素与SOC矿化的关系关注较少,且现有结论仍不统一。

增温通常促进SOC矿化,由于土壤碳储量较大,增温导致土壤碳库的细微变化极有可能对全球碳循

环产生巨大影响^[23]。实际上,全球变暖及氮沉降共同影响了SOC矿化,但目前大多数研究侧重探讨增温或氮沉降对土壤碳排放或SOC矿化的单独影响^[9–12,17–21],对两者的交互作用研究仍不充分。早期的研究指出,氮输入与增温对SOC矿化可能产生非加和效应(Non-additive effect)^[24–25],但上述研究仅关注两因素对SOC矿化的交互作用,未明确区分氮素形态与增温的交互作用。由于不同形态氮素对SOC矿化的影响不同^[10,17,19–21],它们与温度对SOC矿化的交互作用也可能存在差异。然而,增温和不同形态氮沉降对SOC矿化的交互作用是正效应(Synergistic effect)、负效应(Antagonistic effect)还是加和效应(Additive effect)?两种形态氮素与增温对SOC矿化的交互作用是否一致?目前仍不确定。

SOC是陆地生态系统中最大的碳库,其碳储量约为大气的2倍、植物的3倍^[26–27]。森林土壤中所储存的碳占全球土壤碳库的73%^[28]。因此,森林生态系统SOC的矿化将对全球碳循环产生重大影响^[29]。全球温带森林总面积为 $6.66 \times 10^8 \text{ hm}^2$,占世界森林总面积的16%^[30]。温带森林是对全球变化最敏感的生态系统之一^[31],氮沉降引起的温带森林SOC矿化变化可能会对全球碳循环产生重大影响。目前虽有较多研究探讨氮沉降、温度与森林土壤碳库之间的关系,但多侧重温度、氮沉降对森林土壤碳库的单独影响^[6,8–10,12,26,31],关于氮沉降和温度对温带人工杨树林SOC矿化交互作用的研究仍不充分。杨树(*Populus*)是温带地区最重要的经济树种之一,也是我国北方平原与沙区营造防护林和用材林的主要树种^[32–33]。本研究以鲁西黄河故道沙区人工黑杨(*Populus nigra*)林为例,通过室内培养实验,研究如下科学问题:①氮素形态(即硝态氮和铵态氮)是否对SOC矿化产生不同

的影响? ②温度和不同形态氮输入对SOC矿化的交互作用类型是正效应、负效应还是加和效应? 以期明确氮沉降以及增温对温带森林SOC矿化的交互作用, 为我国“三区四带”重大生态工程实施和“碳达峰”“碳中和”目标实现提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

黄河故道沙区遍及豫、鲁、皖、苏4省, 总面积约 $2.4 \times 10^4 \text{ km}^2$ ^[34]。研究区地处鲁西黄河故道沙区, 为暖温带大陆性季风气候, 年均气温 $13 \text{ }^\circ\text{C}$, 年均降水量 589.3 mm , 年均日照时间 $2\ 658 \text{ h}$, 年无霜期 206 d ^[35]。该区土壤来自于历史上黄河泛滥淤积的泥沙, pH为 $7.5\sim 8.0$ 。历史上鲁西黄河故道沙区地貌主要为沙丘, 20世纪80年代联合国世界粮食计划署以聊城市莘县马西林场($36^\circ 18' 57'' \text{ N}$, $115^\circ 29' 54'' \text{ E}$)为基础, 推平沙丘营造治理风沙的防护林(项目编号2606)。目前, 马西林场树种主要以黑杨为主, 行距 7 m , 株距 3 m , 林龄 16 a 。

1.2 样品采集与测试

选择3块典型黑杨林布设采样区, 每个采样区($30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$)收集10个表层土样($0\sim 10 \text{ cm}$)组成一个混合样, 并用环刀采集原状土样。手工挑出动植物残体和石头等杂物后过 2 mm 筛, 一部分土样 $4 \text{ }^\circ\text{C}$ 冷藏至培养实验, 另一部分风干、过 0.15 mm 筛后测定土壤理化性质。土壤容重及田间持水量采用环刀法测定; SOC用重铬酸钾-浓硫酸湿氧化法测定; 土壤全氮用开氏法测定; 土壤全磷用酸溶-钼锑抗比色法测定; 土壤经KCl浸提后, 铵态氮采用靛酚蓝比色法测定, 硝态氮采用紫外分光光度法测定^[36]。土壤 β -葡萄糖苷酶活性采用硝基酚比色法测定, 并作微调: 培养结束后立即采集各处理的土样测试酶活性^[37]。经测定, SOC、全氮、全磷含量分别为 (5.27 ± 0.25) 、 (0.48 ± 0.01) 、 $(0.51 \pm 0.02) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 硝态氮、铵态氮含量分别为 (24.47 ± 2.62) 、 $(2.81 \pm 0.07) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 土样含水率为 13% , 土壤田间持水量为 30% 。

1.3 实验设计

设置 10 、 20 、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 3个培养温度, 每个温度条件下设置对照(不输入氮)及铵态氮(NH_4Cl)、硝态氮(NaNO_3)输入处理。华北地区年均大气氮沉降速率为 $2.8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ^[38], 且呈增加趋势^[39], 故每类氮输入设置低硝和低铵($3.0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)、高硝和高铵($9.0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)两个输入水平, 根据土壤容重将单位面积氮输入量转换成

单位质量土壤(干质量, $0\sim 10 \text{ cm}$ 深度)氮输入量。每个处理设置3个重复。称 100 g 土样(干质量)置于 500 mL 培养瓶中, 氮素以溶液形式加入, 对照加入等体积去离子水, 然后调节土壤含水率至 60% 田间持水量, 称质量作为后期补水依据。将培养瓶分别置于 10 、 20 、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 生化培养箱恒温培养, 第 1 、 3 、 7 、 10 、 16 、 22 、 25 、 31 天采集瓶内气体样品。取样前将培养瓶通风, 用新鲜空气替代瓶内空气, 用带三通的胶塞密闭 24 h 后, 用注射器抽取 30 mL 瓶内气体, 采用气相色谱仪(Agilent 7890A, 美国)测定 CO_2 浓度。采样后将胶塞的三通打开, 既保持瓶内空气流通, 又减缓瓶内水分蒸发。每隔 $3\sim 5 \text{ d}$ 采用称质量的方法补水, 保持恒定的土壤含水率。培养结束时, 采集瓶内土样测试 β -葡萄糖苷酶活性和硝态氮、铵态氮含量。

1.4 数据处理

SOC矿化速率(R_s)和SOC矿化的温度敏感性(Q_{10})计算^[40]:

$$R_s = A \times e^{kT}$$

$$Q_{10} = e^{10k}$$

式中: R_s 为SOC矿化速率, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; k 和 A 为常数; T 为培养温度, 即 10 、 20 、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 。

氮输入和温度对SOC矿化的交互作用采用如下公式计算^[24]:

$$\Delta T = CK_{30} - CK_{10}$$

$$\Delta N = N_{10} - CK_{10}$$

$$EV = CK_{10} + \Delta T + \Delta N$$

式中: CK_{30} 和 CK_{10} 分别为对照处理在 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $10 \text{ }^\circ\text{C}$ 时的SOC累积矿化量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; N_{10} 为 $10 \text{ }^\circ\text{C}$ 、氮输入处理的SOC累积矿化量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; ΔT 为增温对SOC矿化的单独影响, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; ΔN 为 $10 \text{ }^\circ\text{C}$ 时氮输入对SOC矿化的单独影响, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; EV 为氮输入和增温对SOC矿化交互作用的理论值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

$30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、氮输入处理的SOC累积矿化量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)为上述两因素对SOC矿化交互作用的实测值。将 EV 与实测值进行单因素方差分析, 判定交互作用: EV 与实测值无差异($P > 0.05$), 加和效应; EV 大于实测值($P < 0.05$), 负效应; EV 小于实测值($P < 0.05$), 正效应。

硝化速率(N_s)计算如下:

$$N_s = (N_{31} - N_0) \times 1\ 000 / (31 \times 24)$$

式中: N_s 为消化速率, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; N_0 、 N_{31} 分别为第0天和第31天的土壤硝态氮含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 31 为培养天数, d ; 24 为每日 24 h ; $1\ 000$ 为单位转换系数。

采用单因素方差分析(LSD法)对比SOC累积矿

化量、 Q_{10} 、土壤酶活性、硝态氮与铵态氮含量及硝化速率在各处理间的差异,采用三因素方差分析明确氮素形态、氮输入量和温度对SOC累积矿化量的交互作用。利用SPSS 25.0软件进行数据统计,采用Origin 2016软件绘图。

2 结果与分析

氮素形态和温度对SOC矿化有显著的单独及交互作用(表1, $P < 0.001$)。与对照相比,10℃、低水平硝态氮输入对SOC矿化无影响,高水平硝态氮输入前16 d对SOC矿化无影响,之后抑制SOC矿化(图1和图2, $P < 0.05$)。20、30℃条件下,低、高水平硝态氮输入在培养初期对SOC矿化无影响,之后抑制SOC矿化,且添加量越大抑制作用越强(图1和图2, $P < 0.05$)。培养结束时,硝态氮输入的SOC累积矿化量比对照降低4.1%~11.5%(10℃)、9.1%~29.3%(20℃)和8.6%~23.7%(30℃)。

10℃时,与对照相比,低、高水平铵态氮输入使SOC累积矿化量分别增加21.3%、11.8%(图2, $P < 0.05$)。20℃时,低水平铵态氮输入在前16 d促进SOC矿化,之后抑制SOC矿化,培养结束时SOC累积矿化量比对照降低10.8%(图2, $P < 0.05$);高水平铵态氮输入的SOC累积矿化量比对照增加26.1%(图2, $P < 0.05$),但从矿化速率可知,培养第25天后高水平铵态氮输入抑制SOC矿化(图1, $P < 0.05$)。30℃时,低、高水平铵态氮输入在实验初期均促进SOC矿化,其后转为抑制效应,且添加量越大抑制作用越强;培养结束时SOC累积矿化量比对照降低12.5%(低铵)、21.8%(高铵)(图2, $P < 0.05$)。

升温促进SOC矿化。培养结束时,10℃到30℃升温使SOC累积矿化量分别增加403.9%(对照)、380.0%(低硝)、334.1%(高硝)、263.5%(低铵)和252.4%(高铵)(图2, $P < 0.05$)。与对照相比,铵态氮

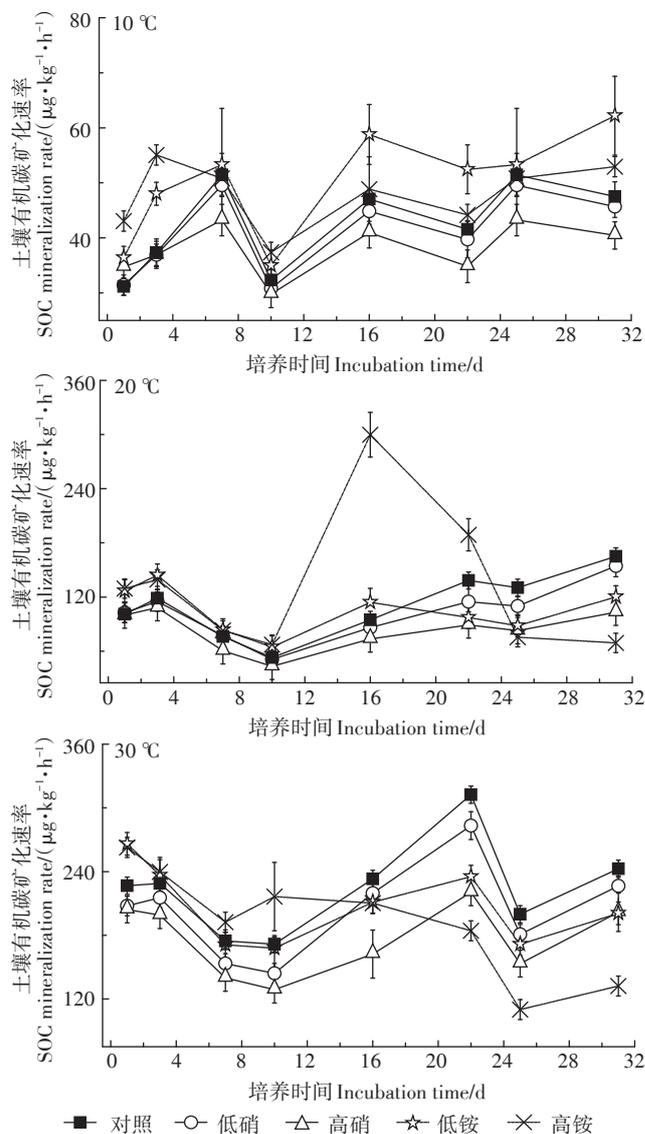


图1 氮输入对土壤有机碳矿化速率的影响

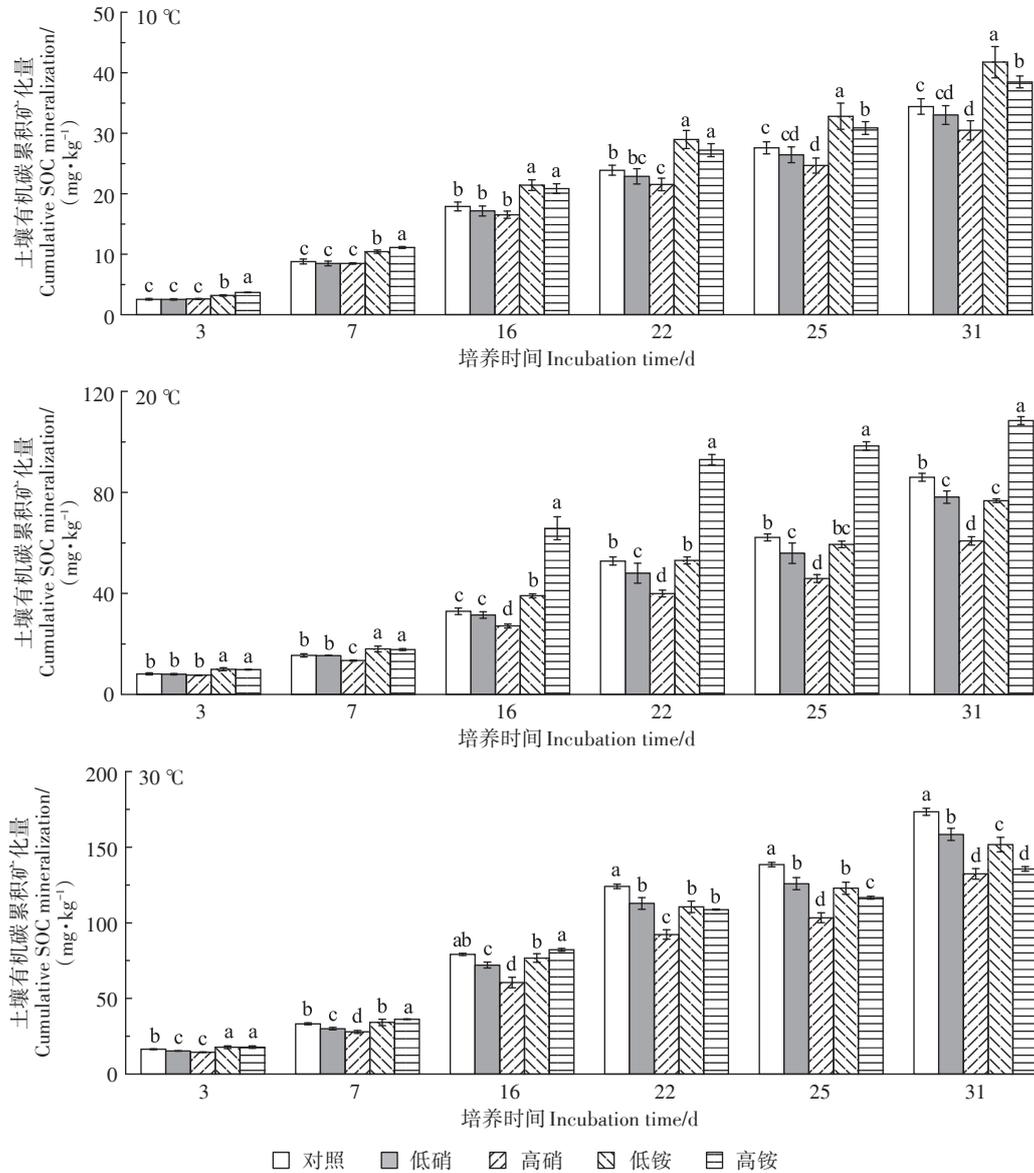
Figure 1 Effects of nitrogen addition on the rates of SOC mineralization

输入使 Q_{10} 值降低11.6%(低铵)和14.5%(高铵),硝态氮输入的 Q_{10} 值与对照无显著差异,但有降低趋势(图

表1 氮素形态、氮添加量与温度对土壤有机碳矿化的交互作用

Table 1 Results of three-way ANOVAs on the effects of nitrogen form, nitrogen amount and temperature on SOC mineralization

项目 Item	df	F	P
温度 Temperature	2	8 537.208	<0.001
氮素形态 Nitrogen form	1	151.963	<0.001
氮添加量 Nitrogen amount	1	49.033	<0.001
氮素形态×温度 Nitrogen form×Temperature	2	80.143	<0.001
氮添加量×温度 Nitrogen amount×Temperature	2	105.704	<0.001
氮素形态×氮添加量 Nitrogen form×Nitrogen amount	1	145.898	<0.001
温度×氮素形态×氮添加量 Temperature×Nitrogen form×Nitrogen amount	2	88.317	<0.001



不同小写字母表示同一培养时间各处理间差异显著 ($P < 0.05$)
 Different lowercase letters represent significant difference among five treatments at the same time ($P < 0.05$)

图2 氮输入对土壤有机碳累积矿化量的影响

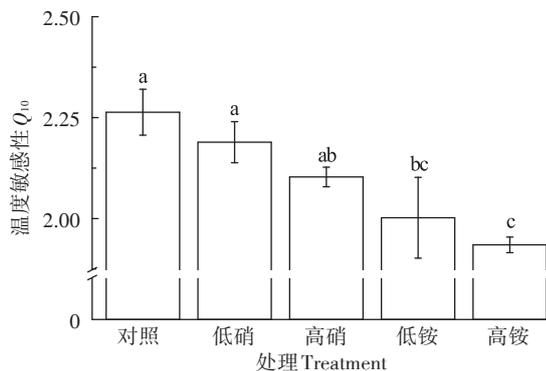
Figure 2 Effects of nitrogen addition on cumulative SOC mineralization

3)。氮输入和增温对SOC矿化的交互作用为负效应，两因素对SOC矿化交互作用的实测值比理论值低7.9%(低硝)、21.9%(高硝)、16.1%(低铵)和23.6%(高铵)(图4, $P < 0.05$)。

培养结束时, 10 °C条件下, 铵态氮输入处理的铵态氮含量是对照的1.57倍(低铵)和24.19倍(高铵)。而20、30 °C条件下, 铵态氮输入处理的铵态氮含量仅为对照的25.32%(低铵20 °C)、26.05%(高铵20 °C)、43.85%(低铵30 °C)、69.29%(高铵30 °C)(图5, $P < 0.05$)。铵态氮输入增加了硝态氮含量, 且20、30 °C

条件下, 铵态氮输入处理的硝态氮含量明显高于10 °C条件下, 尤其是高水平铵态氮输入处理, 表明升温显著促进了硝化过程(图6, $P < 0.05$)。此外, 对于同一氮输入处理或对照, 从10 °C升温至30 °C显著提升了土壤硝化速率; 在同一温度条件下, 铵态氮输入促进土壤硝化过程, 且20、30 °C条件下高水平铵态氮输入的硝化速率显著高于低水平铵态氮输入(图7, $P < 0.05$)。

10 °C时, 各处理土壤 β -葡萄糖苷酶活性无显著差异, 但氮输入处理的酶活性较对照有轻微增加的趋



不同小写字母代表各处理间差异显著($P < 0.05$)。下同
Different lowercase letters represent significant difference among five treatments ($P < 0.05$). The same below

图3 氮输入对土壤有机碳矿化温度敏感性的影响

Figure 3 Effects of nitrogen addition on Q_{10} value of SOC mineralization

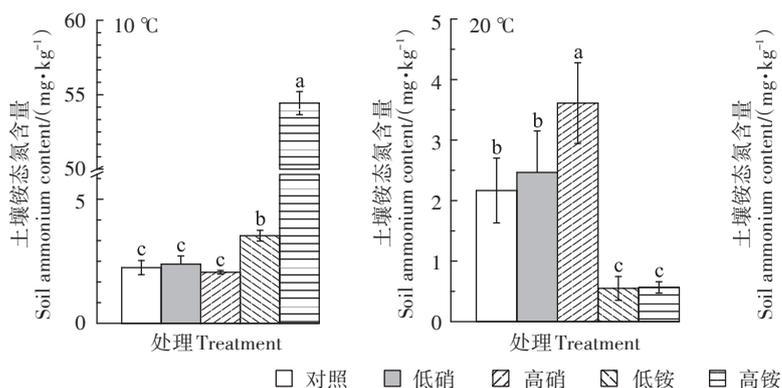


图5 氮输入对土壤铵态氮含量的影响

Figure 5 Effects of nitrogen addition on soil ammonium content

势。20 °C时,土壤 β -葡萄糖苷酶活性比对照显著降低23.0%(低硝)、22.4%(高硝)、13.3%(低铵)和18.7%(高铵)。30 °C时,土壤 β -葡萄糖苷酶活性比对照显著降低19.2%(低硝)、19.80%(高硝)、12.0%(低铵)和18.5%(高铵)(图8, $P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 不同形态氮素对SOC矿化的影响

目前虽有研究探讨不同形态氮素对SOC矿化的影响,但研究结果并不统一。有研究认为,铵态氮及硝态氮输入对SOC矿化产生相同的抑制作用^[19]。也有研究发现,铵态氮促进滨海湿地SOC矿化,而硝态氮则抑制SOC矿化或无影响^[10]。Song等^[18]发现,硝态氮输入促进青藏高原高寒草甸SOC矿化,因为硝态氮输入增加了土壤微生物量,而铵态氮则抑制SOC矿化,表明该区土壤微生物可能更偏好于利用硝态氮。

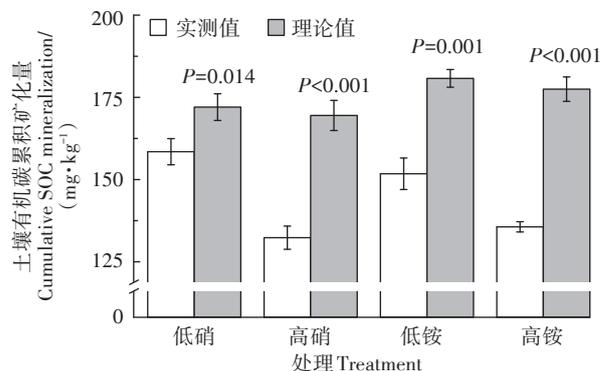


图4 氮输入与温度对土壤有机碳矿化的交互作用

Figure 4 Combined effects of nitrogen addition and temperature on SOC mineralization

本研究结果与前述结果仍存差异:硝态氮输入抑制SOC矿化;铵态氮输入在10 °C时促进SOC矿化,20 °C促进(高铵)或抑制(低铵)SOC矿化,30 °C时抑制SOC矿化。

β -葡萄糖苷酶直接参与SOC矿化,在土壤碳循环中具有重要地位^[41]。研究指出,硝态氮输入导致土壤微生物群落结构从真菌为主变为以细菌为主,进而抑制土壤酶活性及SOC矿化^[20-21]。此外,外源氮输入会与土壤有机质结合形成难分解碳组分^[42-43],这也可能造成硝态氮输入抑制SOC矿化。本研究发现,硝态氮输入抑制SOC矿化及土壤 β -葡萄糖苷酶活性,这可能是导致硝态氮抑制SOC矿化的主要原因。此外,这也表明硝态氮不是该区土壤微生物分解SOC的限制性养分。

10 °C时铵态氮输入在整个培养期间均促进SOC矿化;20、30 °C时铵态氮输入前期促进SOC矿化,表

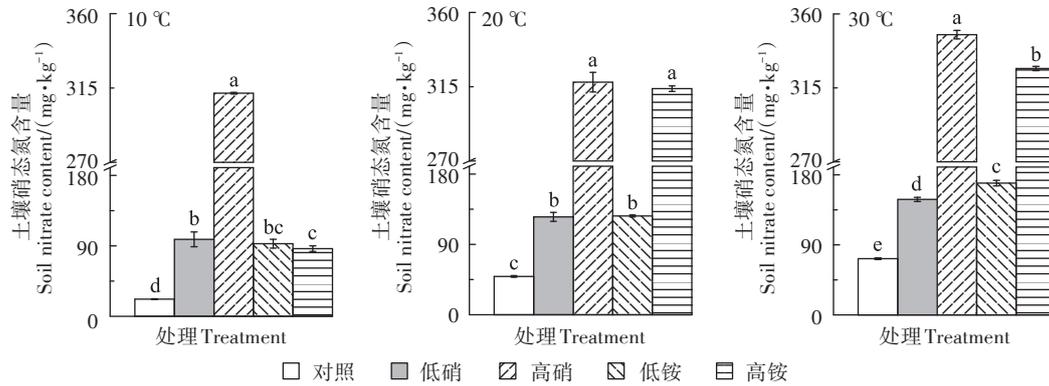
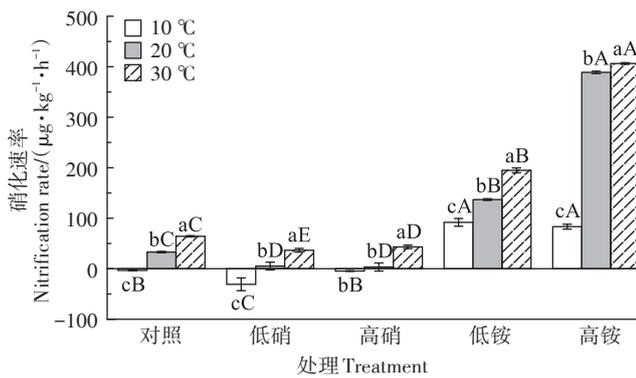


图6 氮输入对土壤硝态氮含量的影响

Figure 6 Effects of nitrogen addition on soil nitrate content



不同小写字母表示同一处理、不同温度间差异显著;不同大写字母表示同一温度、不同氮输入处理间差异显著($P<0.05$)

Different lowercase letters represent significant difference among three incubation temperatures for each treatment and different capital letters represent significant difference among five treatments for each incubation temperature ($P<0.05$)

图7 氮输入对土壤硝化速率的影响

Figure 7 Effects of nitrogen addition on soil nitrification rate

明本研究区SOC矿化受氮的可利用性限制,尤其是铵态氮,其原因可能是:①在非淹水的生态系统中(如森

林、旱田),铵态氮会通过氨氧化细菌和氨氧化古菌主导的硝化作用转化为硝态氮^[44],且土壤硝化速率一般大于氮矿化作用产生铵态氮的速率^[45];同时,铵态氮在碱性土壤中易挥发^[46],本研究区土壤呈弱碱性(pH为7.5~8.0),易促进土壤铵态氮挥发。这些因素均可能导致本研究区土壤微生物活性受铵态氮限制。②植物在与微生物竞争氮元素的过程中占据优势^[16],且更倾向于吸收土壤中铵态氮^[47]。本研究也发现,培养土样初始硝态氮含量是铵态氮的8.71倍,表明研究区土壤中铵态氮较少,这可能加剧铵态氮对土壤中微生物活性的限制。③10 °C条件下,虽然低、高水平铵态氮输入刺激了硝化过程(图7, $P<0.05$),但培养结束时,低、高水平铵态氮输入处理的铵态氮含量仍显著高于对照,表明土壤中仍有相对充足的铵态氮供应给微生物,这可能是10 °C条件下铵态氮持续促进SOC矿化的主要原因。

20、30 °C时铵态氮对SOC矿化的促进作用在实验后期转变为抑制作用(图1和图2),其原因可能是:

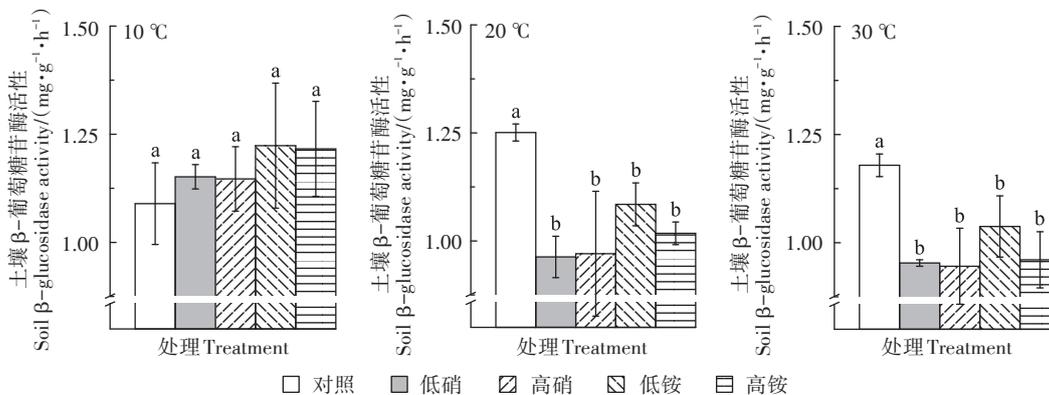


图8 氮输入对土壤β-葡萄糖苷酶活性的影响

Figure 8 Effects of nitrogen addition on soil β-glucosidase activity

温度升高促进硝化过程(图7, $P < 0.05$),加速了铵态氮向硝态氮的转化(图6, $P < 0.05$),致使培养后期20、30℃条件下铵态氮供应不足(图5)。培养结束时,铵态氮输入均增加了硝态氮含量,尤其是20、30℃条件下(图6, $P < 0.05$);而且20、30℃条件下,两个水平铵态氮输入的铵态氮含量显著低于对照(图5, $P < 0.05$)。这表明从10℃增温至20℃或30℃促进了硝化过程,可能导致土壤中铵态氮对微生物的供应不足,进而抑制微生物活性,减缓SOC矿化。本研究也发现,实验末期20、30℃条件下铵态氮输入处理的土壤 β -葡萄糖苷酶活性显著低于对照(图8, $P < 0.05$),这初步验证了上述猜想。此外,从高水平铵态氮输入对SOC矿化速率的影响可知,20℃条件下高水平铵态氮输入对SOC矿化速率的抑制作用始于培养第24天,而30℃条件下则始于第16天(图1),表明增温加速了铵态氮的硝化过程,致使微生物活性受铵态氮限制,使铵态氮输入对SOC矿化速率的限制作用提前,这进一步验证了上述猜想。

3.2 不同形态氮素与温度对SOC矿化的交互作用

目前,较多室内模拟实验发现增温促进SOC矿化^[23-24,48],本研究也发现相似结果。氮输入和温度除单独影响SOC矿化外,还对SOC矿化有明显的交互作用(表1, $P < 0.001$),且交互作用类型为负效应(图4)。其原因可能是:①有研究发现,低水平铵态氮输入降低了滨海湿地SOC矿化的 Q_{10} 值,使其与温度对SOC矿化的交互作用为负效应^[10]。本研究也发现,铵态氮输入降低了SOC矿化的 Q_{10} 值,硝态氮输入处理的 Q_{10} 值虽与对照无差异,但也呈下降趋势。因此推测:氮输入降低SOC矿化 Q_{10} 的趋势可能导致上述负效应。②前期研究发现,增温^[49]和外源氮输入促进了土壤氮矿化,而上述土壤内源氮的释放可能进一步抑制SOC矿化,进而导致负效应^[24]。本研究发现,10℃增温至30℃提高了硝化速率,尤其在铵态氮输入条件下(图7, $P < 0.05$),即实验末期,相同增温幅度下铵态氮输入产生更多的硝态氮(图6, $P < 0.05$);硝态氮输入抑制SOC矿化(图1和图2)。据此推测:由外源铵态氮输入生成的硝态氮可能在一定程度上削弱增温对SOC矿化的促进作用,即上述新生态硝态氮可能降低SOC矿化对温度的敏感性,导致负效应。本研究也表明,利用增温、氮输入对SOC矿化的单独影响之和评估其交互作用可能高估其影响水平。

有研究表明,不同地区大气氮沉降中铵态氮和硝态氮比值的变化范围为1:4至3:1,表现出较大的空

间变异性^[50-52]。基于本研究结果推测:即使氮沉降总量不变,仅大气氮沉降中两类氮素比例的大幅变化就可能显著改变氮沉降对SOC矿化的影响,这也可能是氮沉降对不同区域、不同生态系统SOC矿化影响结果不统一的原因之一。此外,不同植物物种对各类氮素有偏好性吸收^[14]。大气氮沉降中硝态氮和铵态氮比例的变化^[13],可能改变土壤氮素的可利用性,影响植物的生长,改变群落的优势物种^[53],调节植物固碳潜力;增温也改变植物生长及其固碳潜力^[54]。不同形态氮沉降与增温对植物固碳潜力产生何种交互作用目前仍不确定。同时,后续应该加强氮素形态与增温对碳循环关键过程(如光合固碳及其分配、SOC与凋落物分解等)的长期野外控制实验研究,以深入理解两因素对碳循环过程的综合作用。全球变化除影响温度外,还改变降水的时空分布格局^[55],这可能影响氮素的湿沉降过程。降水格局和氮沉降同步变化将对碳循环关键过程产生何种影响也是亟待研究的重要问题。

4 结论

(1)10℃增温至30℃促进了土壤有机碳(SOC)矿化。10℃时铵态氮输入促进SOC矿化,表明该区域SOC矿化受铵态氮限制;20℃时低水平铵态氮抑制SOC矿化,而高水平铵态氮则促进SOC矿化;30℃时铵态氮输入抑制SOC矿化;3个培养温度条件下,硝态氮输入均抑制SOC矿化。本研究强调后续应进一步关注氮素形态对碳循环关键过程的影响。

(2)10℃至30℃增温与两类氮输入对SOC矿化的交互作用为负效应,即增温与氮输入对SOC矿化的交互作用小于两因素单独影响之和,原因是氮输入有降低SOC矿化温度敏感性(Q_{10})的趋势,表明利用增温、氮输入对SOC矿化的单独影响之和评估其交互作用可能高估其影响水平。

参考文献:

- [1] CHEN X, WANG G, ZHANG T, et al. Effects of warming and nitrogen fertilization on GHG flux in the permafrost region of an alpine meadow [J]. *Atmospheric Environment*, 2017, 157: 111-124.
- [2] YU G, JIA Y, HE N, et al. Stabilization of atmospheric nitrogen deposition in China over the past decade [J]. *Nature Geoscience*, 2019, 12(6): 424-429.
- [3] LAFUENTE A, RECIO J, OCHOA-HUESO R, et al. Simulated nitrogen deposition influences soil greenhouse gas fluxes in a Mediterranean dryland [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 737: 139610.

- [4] LI Q, SONG X, CHANG S X, et al. Nitrogen depositions increase soil respiration and decrease temperature sensitivity in a Moso bamboo forest[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 268:48–54.
- [5] 郝龙飞, 王庆成, 刘婷岩. 东北地区4种林分土壤呼吸及温、湿度敏感性对氮添加的短期响应[J]. *生态学报*, 2020, 40(2):560–567. HAO L F, WANG Q C, LIU T Y. Short-term responses of soil respiration, temperature and humidity sensitivity to nitrogen addition in four forests of northeast China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(2):560–567.
- [6] FANG H, CHENG S, YU G, et al. Responses of CO₂ efflux from an alpine meadow soil on the Qinghai Tibetan Plateau to multi-form and low-level N addition[J]. *Plant and Soil*, 2012, 351(1):177–190.
- [7] XU X, SCHIMMEL J P, THORNTON P E, et al. Substrate and environmental controls on microbial assimilation of soil organic carbon: A framework for earth system models[J]. *Ecology Letters*, 2014, 17(5):547–555.
- [8] GENG J, FANG H, CHENG S, et al. Effects of N deposition on the quality and quantity of soil organic matter in a boreal forest: Contrasting roles of ammonium and nitrate[J]. *Catena*, 2021, 198:104996.
- [9] ZHANG J, YANG H, WANG J, et al. Soil and climate determine differential responses of soil respiration to nitrogen and acid deposition along a forest transect[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2019, 93:103097.
- [10] TAO B X, WANG Y P, YU Y, et al. Interactive effects of nitrogen forms and temperature on soil organic carbon decomposition in the coastal wetland of the Yellow River Delta, China[J]. *Catena*, 2018, 165:408–413.
- [11] ZHENG S, BIAN H, QUAN Q, et al. Effect of nitrogen and acid deposition on soil respiration in a temperate forest in China[J]. *Geoderma*, 2018, 329:82–90.
- [12] ALLISON S D, CZIMCZIK C I, TRESEDER K K. Microbial activity and soil respiration under nitrogen addition in Alaskan boreal forest[J]. *Global Change Biology*, 2008, 14(5):1156–1168.
- [13] WEN Z, XU W, LI Q, et al. Changes of nitrogen deposition in China from 1980 to 2018[J]. *Environment International*, 2020, 144:106022.
- [14] ZHU J, CHEN Z, WANG Q, et al. Potential transition in the effects of atmospheric nitrogen deposition in China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 258:113739.
- [15] 郑丹楠, 王雪松, 谢绍东, 等. 2010年中国大气氮沉降特征分析[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(5):1089–1097. ZHENG D N, WANG X S, XIE S D, et al. Simulation of atmospheric nitrogen deposition in China in 2010[J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(5):1089–1097.
- [16] FANG H J, CHENG S L, YU G R, et al. Nitrogen deposition impacts on the amount and stability of soil organic matter in an alpine meadow ecosystem depend on the form and rate of applied nitrogen[J]. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65(4):510–519.
- [17] KUZUYAKOV Y, XU X. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: Mechanisms and ecological relevance[J]. *New Phytologist*, 2013, 198(3):656–669.
- [18] SONG M, GUO Y, YU F, et al. Shifts in priming partly explain impacts of long-term nitrogen input in different chemical forms on soil organic carbon storage[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(9):4160–4172.
- [19] RAMIREZ K S, CRAINE J M, FIERER N. Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 2010, 42(12):2336–2338.
- [20] ZAK D R, HOLMES W E, BURTON A J, et al. Simulated atmospheric NO₃ deposition increases soil organic matter by slowing decomposition[J]. *Ecological Applications*, 2008, 18(8):2016–2027.
- [21] BURTON A J, PREGITZER K S, CRAWFORD J N, et al. Simulated chronic NO₃ deposition reduces soil respiration in northern hardwood forests[J]. *Global Change Biology*, 2004, 10:1080–1091.
- [22] CHENG S, HE S, FANG H, et al. Contrasting effects of NH₄⁺ and NO₃⁻ amendments on amount and chemical characteristics of different density organic matter fractions in a boreal forest soil[J]. *Geoderma*, 2017, 293:1–9.
- [23] 陈龙飞, 何志斌, 杜军, 等. 土壤碳循环主要过程对气候变暖响应的研究进展[J]. *草业学报*, 2015, 24(11):183–194. CHEN L F, HE Z B, DU J, et al. Response of soil carbon cycling to climate warming: Challenges and perspectives[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2015, 24(11):183–194.
- [24] TAO B X, SONG C C, GUO Y D. Short-term effects of nitrogen additions and increased temperature on wetland soil respiration, Sanjiang Plain, China[J]. *Wetlands*, 2013, 33(4):727–736.
- [25] HU Y W, ZHANG L, DEMG B L, et al. The non-additive effects of temperature and nitrogen deposition on CO₂ emissions, nitrification, and nitrogen mineralization in soils mixed with termite nests[J]. *Catena*, 2017, 154:12–20.
- [26] XU C, XU X, JU C, et al. Long-term, amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(6):1170–1180.
- [27] FAHEY T J, WOODBURY P B, BATTLES J J, et al. Forest carbon storage: Ecology, management, and policy[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2010, 8(5):245–252.
- [28] 刘世荣, 代力民, 温远光, 等. 面向生态系统服务的森林生态系统经营: 现状、挑战与展望[J]. *生态学报*, 2015, 35(1):1–9. LIU S R, DAI L M, WEN Y G, et al. A review on forest ecosystem management towards ecosystem services: Status, challenges, and future perspective[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(1):1–9.
- [29] 雷蕾, 肖文发. 采伐对森林土壤碳库影响的不确定性[J]. *林业科学研究*, 2015, 28(6):892–899. LEI L, XIAO W F. Uncertainty effect of forest harvest on soil carbon pool: A review[J]. *Forest Research*, 2015, 28(6):892–899.
- [30] RAWAT M, SINGH R, SHARMA J, et al. An overview of the functioning of temperate forest ecosystems with particular reference to Himalayan temperate forest[J]. *Trees, Forests and People*, 2022, 8:100230.
- [31] FENG C, SUN H, ZHANG Y. The magnitude and direction of priming were driven by soil moisture and temperature in a temperate forest soil of China[J]. *Pedobiologia*, 2021, 89:150769.
- [32] LIN S Z, ZHANG Z Y, ZHANG Q, et al. Progress in the study of molecular genetic improvements of poplar in China[J]. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2006, 48(9):1001–1007.

- [33] 井大伟, 邢尚军, 杜振宇, 等. 干旱胁迫对杨树幼苗生长、光合特性及活性氧代谢的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(7): 1809-1816. JING D W, XING S J, DU Z Y, et al. Effects of drought stress on the growth, photosynthetic characteristics, and active oxygen metabolism of poplar seedlings[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(7): 1809-1816.
- [34] 李传哲, 章欢, 姚文静, 等. 生物炭配施氮肥对典型黄河故道区土壤理化性质和冬小麦产量的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(10): 3424-3432. LI C Z, ZHANG H, YAO W J, et al. Effects of biochar application combined with nitrogen fertilizer on soil physico-chemical properties and winter wheat yield in the typical ancient region of Yellow River, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(10): 3424-3432.
- [35] 时明芝. 黄河故道沙地杨树人工林不同间作方式的比较[J]. 林业科学, 2003, 39(4): 173-176. SHI M Z. Comparison of different intercropping ways of poplar plantation in sand land of the Yellow River original course[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2003, 39(4): 173-176.
- [36] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. LU R Q. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [37] 关松荫, 张德生, 张志明. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986. GUAN S Y, ZHANG D S, ZHANG Z M. Soil enzymology and research method[M]. Beijing: Agricultural Press, 1986.
- [38] 张颖, 刘学军, 张福锁, 等. 华北平原大气氮素沉降的时空变异[J]. 生态学报, 2006, 26(6): 1633-1639. ZHANG Y, LIU X J, ZHANG F S, et al. Spatial and temporal variation of atmospheric nitrogen deposition in North China Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 1633-1639.
- [39] 宋欢欢, 姜春明, 宇万太. 大气氮沉降的基本特征与监测方法[J]. 应用生态学报, 2014, 25(2): 599-610. SONG H H, JIANG C M, YU W T. Basic features and monitoring methodologies of atmospheric nitrogen deposition[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(2): 599-610.
- [40] LUO Y, WAN S, HUI D, et al. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie[J]. *Nature*, 2001, 413(6856): 622-625.
- [41] PATHAN S I, ŽIFČAKOVA L, CECCHERINI M T, et al. Seasonal variation and distribution of total and active microbial community of β -glucosidase encoding genes in coniferous forest soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 105: 71-80.
- [42] JANSSENS I A, DIELEMAN W, LUYSSAERT S, et al. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition[J]. *Nature Geoscience*, 2010, 3(5): 315-322.
- [43] BERG B, MATZNER E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems[J]. *Environmental Reviews*, 1997, 5(1): 1-25.
- [44] SHEN J P, ZHANG L M, DI H J, et al. A review of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in Chinese soils[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2012, 3: 296.
- [45] 刘巧辉. 应用BaPS系统研究旱地土壤硝化-反硝化过程和呼吸作用[D]. 南京: 南京农业大学, 2005. LIU Q H. Using BaPS system to study upland soil nitrification-denitrification and respiration[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2005.
- [46] 张瑞杰, 胡正义, 林国林, 等. 施用硫磺对滇池北岸碱性菜田氨挥发的影响[J]. 土壤通报, 2009, 40(3): 636-639. ZHANG R J, HU Z Y, LIN G L, et al. Influence of elemental sulfur on ammonia volatilization in a vegetable soil in the northern bankside of Dianchi Lake[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2009, 40(3): 636-639.
- [47] CHENG S L, FANG H J, YU G R, et al. Foliar and soil ^{15}N natural abundances provide field evidence on nitrogen dynamics in temperate and boreal forest ecosystems[J]. *Plant and Soil*, 2010, 337(1): 285-297.
- [48] 孙彦坤, 杨帆, 张立友, 等. 温度、氮输入对洪河湿地 CO_2 通量的影响[J]. 东北农业大学学报, 2013, 44(2): 71-76. SUN Y K, YANG F, ZHANG L Y, et al. Effect of temperature and nitrogen addition on CO_2 flux from Honghe wetland[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2013, 44(2): 71-76.
- [49] SCHUTT M, BORKEN W, SPOTT O, et al. Temperature sensitivity of C and N mineralization in temperate forest soils at low temperatures[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 69: 320-327.
- [50] PARK S U, LEE Y H. Spatial distribution of wet deposition of nitrogen in South Korea[J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36(4): 619-628.
- [51] KLEMM O, WRZESINSKY T. Fog deposition fluxes of water and ions to a mountainous site in central Europe[J]. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 2007, 59(4): 705-714.
- [52] HOLLAND E A, DENTENER F J, BRASWELL B H, et al. Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets[J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46(1): 7-43.
- [53] SONG M H, ZHENG L L, SUDING K N, et al. Plasticity in nitrogen form uptake and preference in response to long-term nitrogen fertilization[J]. *Plant and Soil*, 2015, 394(1): 215-224.
- [54] 方精云, 朱江玲, 石岳. 生态系统对全球变暖的响应[J]. 科学通报, 2018, 63(2): 136-140. FANG J Y, ZHU J L, SHI Y. The responses of ecosystems to global warming[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2018, 63(2): 136-140.
- [55] 牛书丽, 陈卫楠. 全球变化与生态系统研究现状与展望[J]. 植物生态学报, 2020, 44(5): 449-460. NIU S L, CHEN W N. Global change and ecosystems research progress and prospect[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2020, 44(5): 449-460.

(责任编辑:李丹)