

DOI:10.13870/j.cnki.stbcb.2025.04.022 CSTR:32310.14.stbcb.2025.04.022

李淑卓, 马维伟, 李广, 等. 3年氮添加对高寒湿地草甸土壤可溶性氮组分的影响[J]. 水土保持学报, 2025, 39(4):360-368.

LI Shuzhuo, MA Weiwei, LI Guang, et al. Effects of three-year nitrogen addition on soluble nitrogen fractions in wetland meadow soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2025, 39(4):360-368.

## 3年氮添加对高寒湿地草甸土壤可溶性氮组分的影响

李淑卓, 马维伟, 李广, 杜佳囡, 贺万鹏

(甘肃农业大学林学院, 兰州 730070)

**摘要:** [目的] 为探究在全球长期氮沉降的背景下, 高寒湿地草甸土壤可溶性氮组分的变化规律。[方法] 选取青藏高原东北缘尕斯库勒湿地草甸土壤为研究对象, 3年氮添加处理试验平台[CK(未添加氮)、N1(4.14 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)、N2(6.12 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)], 研究土壤可溶性氮组分对氮添加的响应特征。[结果] 1) 与CK相比, N1处理显著提高土壤硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)的质量分数(15.76%), N2处理显著提高土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)的质量分数(19.19%)( $p < 0.05$ )。2) 不同氮添加处理下均表现为土壤可溶性有机氮(SON)密度最大(106.14 kg/hm<sup>2</sup>)、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N密度次之(92.41 kg/hm<sup>2</sup>)、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N密度最低(91.18 kg/hm<sup>2</sup>)。3) N1处理下的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、SON密度占全氮(TN)比例变化较N2处理下变化更为显著, N1处理能更好地提升土壤氮素供应潜力。4) PCA分析显示, 氮添加对尕斯库勒湿地草甸土壤可溶性氮组分特征有重要影响, N1处理下土壤可溶性氮组分主要受TN的调节, N2处理下土壤可溶性氮组分主要受SOC及MBC的调节。[结论] 3年氮添加处理下低氮处理提高高寒湿地草甸的可溶性氮组分, 促进土壤氮素转化, 高氮添加则反之。

**关键词:** 高寒湿地草甸; 外源氮添加; 可溶性氮组分; 硝态氮; 铵态氮; 土壤氮素循环

中图分类号: S812.2 文献标识码: A 文章编号: 1009-2242(2025)04-0360-09

## Effects of Three-year Nitrogen Addition on Soluble Nitrogen Fractions in Wetland Meadow Soil

LI Shuzhuo, MA Weiwei, LI Guang, DU Jiajia, HE Wanpeng

(College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China)

**Abstract:** [Objective] This study aimed to investigate the changing patterns of soluble nitrogen (N) fractions in alpine wetland meadow soils in the context of long-term global nitrogen deposition. [Methods] Taking the Gahai wetland meadow soil at the northeastern edge of the Qinghai-Xizangan Plateau as the research object, the characteristics of soil soluble N fractions in response to N addition were investigated, relying on the experimental platforms that had been treated with N addition for three years [CK (no added N), N1 (4.14 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) and N2 (6.12 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)]. [Results] 1) Compared to CK, the N1 treatment significantly increased the mass fraction of soil nitrate-nitrogen (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) (15.76%), while the N2 treatment significantly increased the mass fraction of soil ammonium-nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) (19.19%) ( $p < 0.05$ ). 2) Under different N addition treatments, soil soluble organic nitrogen (SON) density was the highest (106.14 kg/hm<sup>2</sup>), followed by NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N density (92.41 kg/hm<sup>2</sup>), and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N density was the lowest (91.18 kg/hm<sup>2</sup>). 3) The changes in the proportion of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and SON densities to total nitrogen (TN) were more significant under the N1 treatment than that under the N2 treatment, indicating a better enhancement of soil N supply potential of the N1 treatment. 4) PCA analysis showed that N addition had an important effect on the characteristics of soil soluble N components in the alpine wetland meadow of Gahai. Soil soluble N fractions under the N1 treatment were mainly regulated by TN, while

收稿日期: 2024-12-28 修回日期: 2025-03-28 录用日期: 2025-05-03 网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-05-26

资助项目: 国家自然科学基金项目(31860143); 2024年度中央引导地方科技发展资金项目(24ZYQA023); 甘肃省教育厅产业支撑计划项目(2025CYZC-042); 2025年甘肃省高校研究生“创新之星”项目(2025CXZX-828); 甘南黄河上游退化湿地固碳增汇技术与人才培养项目(2024RCXM82)

第一作者: 李淑卓(1999—), 女, 硕士研究生, 主要从事湿地氮循环过程研究。E-mail: 1052483209@qq.com

通信作者: 马维伟(1980—), 男, 教授, 博士, 博士研究生导师, 主要从事湿地碳氮循环过程研究。E-mail: mww-007@163.com

http://stbcb.alljournal.com.cn

under the N<sub>2</sub> treatment, they were mainly regulated by soil organic carbon and microbial biomass carbon. [Conclusion] Low N treatment can increase the soluble N fractions of alpine wetland meadow and promote soil N transformation, while high N addition can have the opposite effect.

**Keywords:** wetland meadow; exogenous nitrogen addition; soluble nitrogen fraction; nitrate-nitrogen; ammonium-nitrogen; soil nitrogen cycle

Received: 2024-12-28

Revised: 2025-03-28

Accepted: 2025-05-03

Online(www.cnki.net): 2025-05-26

大气氮沉降已经成为全球性的生态环境问题。截至90年代初,中国已成为仅次于北美和西欧的全球第三大氮沉降区域<sup>[1]</sup>。植被生长与土壤养分周转长期受氮限制影响,而氮沉降的增加可缓解该限制效应,氮沉降导致植被输送到土壤的养分发生变化,改变土壤表层的碳氮分布<sup>[2]</sup>。氮沉降一方面提高土壤氮的有效性;另一方面,引起土壤酸化及温室气体排放量上升,此变化共同作用于土壤碳、磷等元素的循环动态<sup>[3]</sup>。湿地作为陆地生态系统重要的氮库之一,面对大气氮沉降全球变化响应敏感。氮素输入在引起湿地生态系统养分循环和能量流动的同时<sup>[4]</sup>,也引起土壤养分供应不均衡的问题,进而导致湿地生态系统的净初级生产力发生深刻变化<sup>[5]</sup>。因此,研究氮沉降对湿地土壤氮库的影响对于理解未来氮沉降背景下湿地土壤氮素供应及其生产力的提高具有重要意义。

可溶性氮组分包括有机态(SON)和无机态( $\text{NO}_3^-$ -N与 $\text{NH}_4^+$ -N)2种形式<sup>[5]</sup>。其中,无机氮组分中的硝酸盐和铵盐能够被植物直接吸收,构成植物获取氮素的主要途径<sup>[6]</sup>。 $\text{NO}_3^-$ -N和 $\text{NH}_4^+$ -N可直接被植物吸收利用,是植物氮素的主要来源;而SON既能通过矿化作用转化为矿质氮,也能被植物直接吸收利用<sup>[7]</sup>。外源氮输入通过改变土壤中的生物和非生物因素,进一步影响可溶性氮组分的质量分数和组成<sup>[8]</sup>。对于天然常绿阔叶林的氮沉降研究<sup>[9]</sup>表明,随着施氮量的增加显著降低土壤微生物生物量碳氮质量分数,削弱土壤微生物转化土壤氮素的能力,从而改变土壤可溶性氮组分的质量分数和组成。但在稻田试验<sup>[10]</sup>中指出,氮添加进一步维持土壤氮库保留能力,主要是通过促进SON淋溶,提高土壤无机氮质量分数。同时,TIAN等<sup>[10]</sup>进一步研究指出,在氮沉降背景下,反硝化作用和植物吸收作用将进一步增强,从而提升氮矿化速率,提升土壤可溶性氮组分质量分数。但在过度氮添加的试验中,植物和微生物活动受到抑制,从而进一步降低土壤可溶性氮组分质量分数,与TOMLINSON等<sup>[11]</sup>的研究相似;但在盐化的芦苇

湿地,GUAN等<sup>[12]</sup>研究表明,氮沉降可增加土壤营养物质量分数、刺激土壤酶活性和增强植物生产来改善生态系统功能。因此,氮添加的影响复杂且多变,尚存在一些重要的研究缺口,尤其是关于氮添加对极高流动性和活跃性的可溶性氮组分在长期氮沉降背景下的理解不足。

湿地系统是典型的氮限制生态系统,而青藏高原拥有70%以上的湿地草甸地区<sup>[13]</sup>。由于长期处于低温和缺氮条件,土壤氮库组成对氮沉降响应敏感<sup>[14]</sup>,随着氮沉降的持续增加,将进一步改变高寒湿地草甸地区的土壤可溶性氮组分组成。尽管高寒湿地在氮沉降背景下的研究已经陆续展开,但实测数据和结果的不均匀分布常常导致气候模型结构的准确性有限。因此,以青藏高原东北缘的尕斯库勒湿地草甸地区为研究对象,在连续3a不同浓度的氮添加处理的试验平台上,通过动态监测,研究土壤可溶性氮组分对氮添加的响应特征及其与环境因子间的相互关系,以期高寒湿地草甸地区在长期氮沉降背景下土壤氮库管理提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 样地概况

研究区位于青藏高原东缘的甘肃省甘南藏族自治州尕斯库勒一则岔国家级自然保护区(33°58'12"~34°32'16"N, 102°05'00"~102°47'39"E)内,海拔3430~4300 m,保护区内湿地面积57846 hm<sup>2</sup>,保护区内湿地草甸面积51160 hm<sup>2</sup>,主要分布在河谷底部、湖畔、积水滩地和洼地。该地区年平均气温1.2℃,年平均日较差13.7℃,最热月(7月)平均气温为10.5℃;最冷月(1月)平均气温为-9.2℃,年平均降水量781.8 mm,其中约60%的降雨集中在7—9月,年蒸发量1150.5 mm<sup>[15]</sup>,研究区域的氮沉降背景值为7~10 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[6]</sup>。主要植物种类有蕨麻(*Potentilla anserina*)、青藏苔草(*Carex moorcroftii*)、散穗早熟禾(*Poa subfastigiata*)等<sup>[16]</sup>,草本植物丰富。高山草甸土、泥炭土和沼泽土是其主要土壤类型<sup>[15]</sup>。

## 1.2 样地设置与土壤样品采集

氮添加试验处理开始于2021年5月。由于7—9月为该区雨季,此时段氮沉降量相对较大,且是植被生长季,故在5、7、9月中旬进行氮添加处理。选择靠近尕海湖附近地下水位变化幅度较小、地势相对平坦且植被盖度85%以上的湿地草甸<sup>[15]</sup>,采用随机区组试验,以自然生长小区为对照(CK),同时,布设施氮N1、N2处理,每个处理3次重复,共计9个试验小区,各小区面积约为4 m<sup>2</sup>(边长为2 m的正方形),小区间隔离带宽5 m以上<sup>[13]</sup>。施氮量根据青藏高原氮沉降背景值[10 kg/(m<sup>2</sup>·a)]的2~3倍[约为20、30 kg/(m<sup>2</sup>·a)]进行添加处理<sup>[17]</sup>。选择NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>作为氮肥是因为容易被植被吸收,于每年5、7、9月中旬施肥,每次分别将4.14 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>[N1:每次施加0.724 5 kg/(m<sup>2</sup>·a)纯氮,3次共计2.173 5 kg/(m<sup>2</sup>·a),即20 kg/(m<sup>2</sup>·a)],6.12 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>[N2:每次施加1.071 kg/(m<sup>2</sup>·a)纯氮,3次共计3.213 kg/(m<sup>2</sup>·a),即30 kg/(m<sup>2</sup>·a)]溶解于2 L水中,然后采用喷雾器均匀地喷洒到样方中,对照处理用同样体积的水进行补充。

2024年5月,在已经连续氮添加3 a的试验样地中进行土壤样品采集。具体为每个样地随机选取3个对角线点位,清除凋落物后进行采样,使用内径为5 cm的土钻进行0~20 cm的采样,取出的土壤样品带回实验室,进行土壤养分测定。分别于2024年的5月、6月、7月、8月、9月初取土,动态监测氮添加下湿地草甸土壤可溶性氮组分变化。同时,测定土壤体积质量,测得CK、N1、N2处理的体积质量分别为1.07、0.96、1.08 g/cm<sup>3</sup>。

## 1.3 指标测定与方法

土壤体积质量采取环刀法进行测定。全氮(TN)用半微量凯氏法测定<sup>[18]</sup>,土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)用MgO-代氏合金蒸馏法测定<sup>[18]</sup>,微生物

量氮(MBN)、微生物量碳(MBC)质量分数采用氯仿熏蒸K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提法测定<sup>[18]</sup>,可溶性有机氮(SON)采用差值法计算,可溶性有机氮(SON)=可溶性全氮(TSN)-铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)-硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)。利用EM 50数据收集系统(Decagon Devices, Inc., NE, USA)监测土壤温度与水分体积分数数据,每间隔10 min自动记录1次数据<sup>[15]</sup>。

## 1.4 计算方法

不同土层可溶性氮组分密度计算公式为:

$$S_i = C_i \times \rho_i \times D_i \times 1000 \quad (1)$$

式中: $S_i$ 为不同处理下第*i*层土壤可溶性氮组分密度,kg/hm<sup>2</sup>;  $C_i$ 、 $\rho_i$ 、 $D_i$ 分别为第*i*层土中对应的可溶性氮组分氮质量分数,mg/kg;土壤体积质量,g/cm<sup>3</sup>;土层厚度,cm;0~20 cm土层可溶性氮组分密度为各土层可溶性氮组分密度之和。

## 1.5 数据处理

数据处理利用Excel 2020和SPSS 20.0软件进行计算和统计分析,采用Origin 2022软件绘制图表。数据进行单因素方差(One-way ANOVA)分析,Duncan多重比较法进行差异显著性分析,统计显著性水平为 $p < 0.05$ 。图表中所有数据均表示为平均值±标准误(Mean±SE)。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤温度和水分体积分数变化

不同处理下土壤温度和水分体积分数随时间推进,表现出较为一致的规律(图1)。具体而言,5—8月N1、N2处理下土壤温度均高于CK处理,从8月开始,CK处理下的土壤温度均大于N1、N2处理,整体来看,3种处理的土壤温度平均值表现为N2(15.57 °C) > CK(14.20 °C) > N1(12.92 °C);相较于CK、N1、N2的土壤水分体积分数分别增加48.76%、48.24%。可见,氮添加增加土壤水分体积分数。

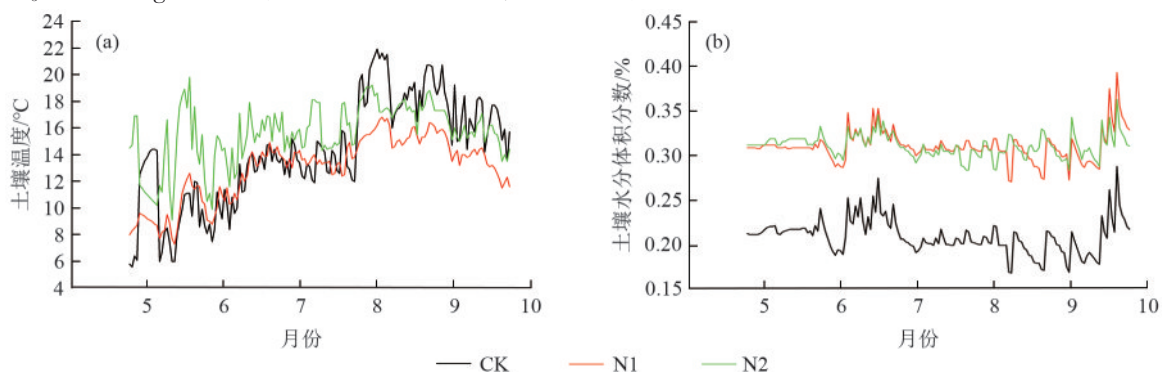


图1 尕海湿地草甸土壤温度与水分体积分数变化特征

Fig. 1 Characteristics of soil temperature and water content changes in wetland meadows in Gahai

2.2 不同处理土壤全量和微生物生物量碳氮特征

由表1可知,土壤全量碳氮与微生物生物量碳氮的时间动态变化显著( $p < 0.05$ )。具体而言,不同处理5月的TN质量分数总体高出其余时期的53.57%~58.57%。5月的TN质量分数最高,比6、7、8、9月分别提高53.57%、58.21%、58.57%、54.29%。7月的SOC质量分数最高,比5、6月分别增加

20.72%、15.53%。各时间段土壤的MBC和MBN变化明显,其中7月的CK处理下MBC是取样时期最高,为512.46 g/kg,与其他时间相比,最高增加38倍左右。但与MBC变化相比,MBN质量分数在相同处理中变幅较小,其中,CK处理的MBN质量分数均大于N1和N2处理。氮添加抑制土壤MBN质量分数的增加。

表1 不同处理土壤全量和微生物生物量碳氮特征

**Table 1 Characteristics of soil total and microbial biomass carbon and nitrogen in different treatments** g/kg

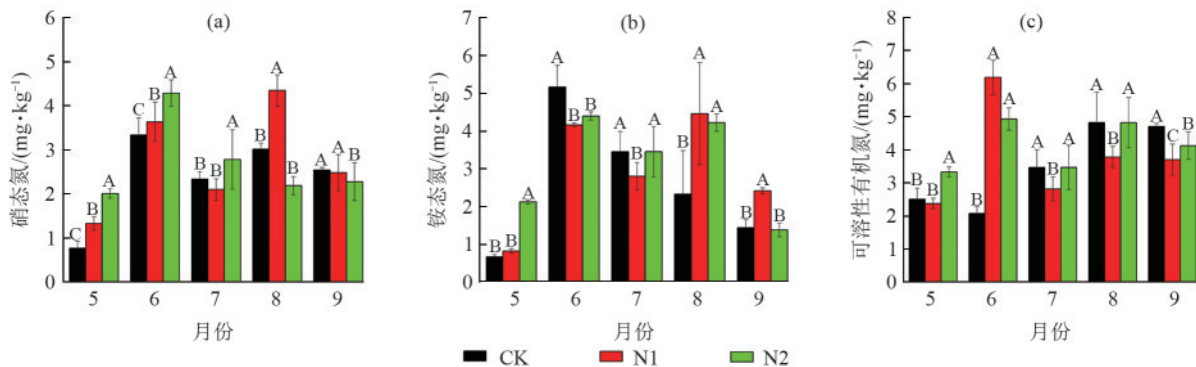
月份	处理	TN	SOC	MBC	MBN
5	CK	2.80±0.04A	32.78±2.37B	202.47±9.41B	57.83±4.99A
	N1	2.69±0.20A	39.00±0.39B	203.73±48.22BC	31.56±6.46A
	N2	2.37±0.06A	33.97±2.18AB	208.14±46.49B	26.44±3.37A
6	CK	1.30±0.07B	34.93±0.43AB	446.67±92.06A	45.89±5.99A
	N1	1.72±0.05B	42.43±0.25A	416.31±76.48A	22.08±11.13AB
	N2	1.39±0.09B	37.97±0.44A	319.70±57.05A	7.49±0.92B
7	CK	1.17±0.03C	41.35±3.81A	512.46±62.57A	55.47±21.64A
	N1	1.35±0.10C	35.74±0.05C	272.10±13.95B	27.13±5.00AB
	N2	1.26±0.05B	34.46±0.98AB	270.64±7.46AB	31.36±6.04A
8	CK	1.16±0.02C	28.91±1.25B	34.20±11.85C	54.63±2.29A
	N1	0.98±0.09D	36.75±1.78BC	99.37±16.10CD	30.37±9.43A
	N2	1.18±0.04B	32.64±0.07B	34.14±4.82C	7.22±0.09B
9	CK	1.28±0.03BC	40.83±1.18A	12.87±3.50C	10.94±3.89B
	N1	1.28±0.01CD	42.15±0.35A	14.02±1.15D	3.79±0.59B
	N2	1.24±0.08B	32.91±1.91A	14.81±0.85C	6.90±0.20B

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同大写字母表示各个时间段不同氮添加处理的差异显著( $p < 0.05$ )。

2.3 土壤可溶性氮组分质量分数变化

由图2可知,各时期的可溶性氮组分在不同处理间均存在显著性差异( $p < 0.05$ )。与CK相比,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N质量分数在N1处理下的5月、6月、8月显著增加8.83%~73.06% ( $p < 0.05$ ),在6月出现最大值,其余时段减少2.32%~10.13%。N2处理下的5月、6月、7月显著增加18.99%~30.31% ( $p < 0.05$ ),其余时段减少10.46%~27.54%。而NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N质量分数变化较为一致,在N1和N2处理下,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N质量分数均呈先增加后减小趋势,其中,N1在8月出现最

大值(4.46 mg/kg),N2在6月出现最大值(4.40 mg/kg)。施氮处理的SON质量分数变化相较于CK更为明显,在整个时期内,N1处理的SON质量分数增幅为-5.23%~199.00%,N2处理的增幅为-12.40%~138.00%,N1和N2均在6月出现SON最大值,分别为6.17、4.91 mg/kg。总体而言,N1相较于CK总体平均提升NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N质量分数的15.76%、12.81%,N2相较于CK,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N质量分数总体平均分别提升12.19%、19.19%。



注:图中大写字母表示各个时间段不同氮添加处理的差异显著。下同。

图2 不同时间土壤NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和SON质量分数

Fig. 2 Soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and SON contents at different times

## 2.4 土壤可溶性氮组分密度变化

由图3可知,不同时期的可溶性氮组分密度在不同处理下均存在显著性差异( $p < 0.05$ )。其中, $\text{NO}_3^-$ -N密度变化为36.61~92.41  $\text{kg}/\text{hm}^2$ , $\text{NH}_4^+$ -N密度变化为10.84~91.18  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ,SON密度变化为44.15~106.14  $\text{kg}/\text{hm}^2$ 。相较于CK,N1处理 $\text{NO}_3^-$ -N密度提升2.02%,并在8月提升最高。N2处理 $\text{NH}_4^+$ -N提升

密度1.87%,并在8月提升最高。N1处理SON提升密度2.20%,并在6月提升最高。从整体的时空变化而言, $\text{NO}_3^-$ -N密度在不同处理下均呈波浪式波动,而 $\text{NH}_4^+$ -N密度和SON密度变化仅在CK处理呈先增高后降低趋势,N1和N2处理波动范围较大。因此,3种氮添加处理在5个时间段间土壤可溶性氮组分组成以SON为主, $\text{NO}_3^-$ -N次之, $\text{NH}_4^+$ -N密度最低。

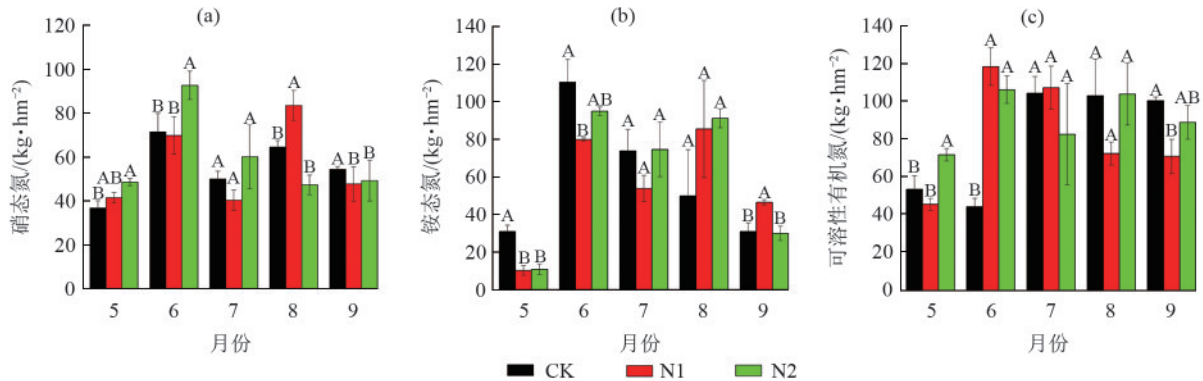


图3 不同时间土壤可溶性氮组分密度

Fig. 3 Densities of soil soluble nitrogen fractions at different times

## 2.5 可溶性氮组分占总氮比例的变化

不同处理土壤 $\text{NO}_3^-$ -N/TN比例在同一时间均存在显著性差异( $p < 0.05$ ),并且在不同时期波动范围较大。值得注意的是,与CK相比,5月N1和N2处理的土壤 $\text{NO}_3^-$ -N/TN比例分别增加90.00%、260.00%(图4)。但N1在7月显著减少21.10%,N2在8月显著降低27.81%。N1和N2处理的土壤 $\text{NH}_4^+$ -N/TN均在

6—7月分别减少27.30%~38.76%、6.28%~20.07%,但在其余时段,分别增加33.33%~141.33%、1.87%~322.22%。N1和N2的SON/TN均在5—6月增加6.25%~130.90%、84.38%~124.81%。其余时间分别减少0.93%~21.64%、2.08%~27.92%。总体而言, $\text{NO}_3^-$ -N/TN表现为 $\text{N1} > \text{CK} > \text{N2}$ 。 $\text{NH}_4^+$ -N/TN和SON/TN表现为 $\text{N1} > \text{N2} > \text{CK}$ 。

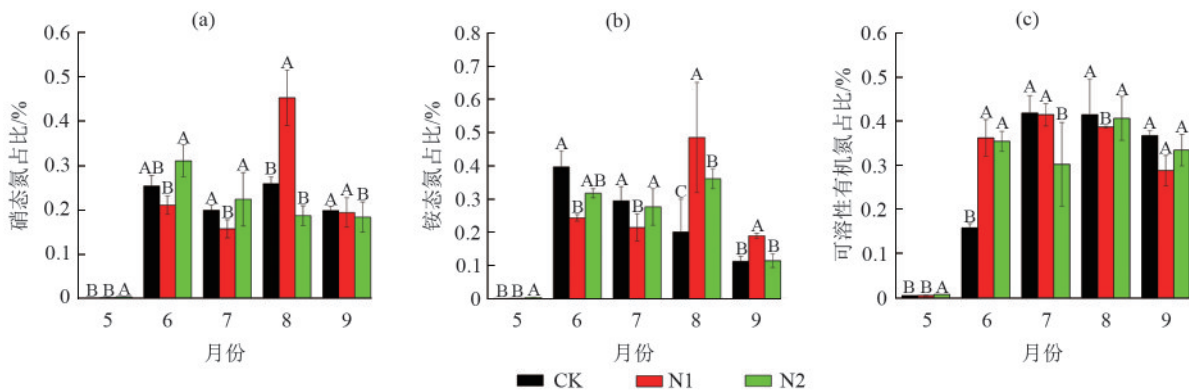


图4 不同时间土壤可溶性氮组分占全氮比例

Fig. 4 Proportions of soil soluble nitrogen fractions to total nitrogen at different times

## 2.6 可溶性氮组分与土壤全氮、微生物生物量氮相关性

由表2可知,CK处理下, $\text{NO}_3^-$ -N与TN呈显著相关; $\text{NH}_4^+$ -N与MBC呈显著相关;温度与SON呈显著正相关;SON与TN、MBC呈显著相关。N1处理下, $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N均与TN呈显著相关;SON与土壤基础指标无相关性。N2处理下, $\text{NO}_3^-$ -N与SOC、MBC呈显著相关。

通过PCA分析可得,氮添加处理下土壤可溶性氮组分、SOC、TN、MBN、MBC、水温条件的聚类分布情况(图5)。PCA分析可知,第1轴和第2轴的解释率分别为35.4%和22.0%,累计解释率为57.4%,能够解释总变异性。其中 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N与SOC、SON、温度呈显著正相关,与水分呈正相关。 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N与TN呈显著负相关,与MBC、MBN呈负相关。

表 2 不同处理  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、SON 与土壤基础指标的相关性

Table 2 Correlation analysis of  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NH}_4^+$ -N and SON with soil basic indices for different treatments

处理	指标	TN	SOC	MBC	MBN	水分	温度
CK	$\text{NO}_3^-$ -N	0.634*	0.067	0.183	-0.081	-0.083	0.527
	$\text{NH}_4^+$ -N	0.215	-0.004	0.630*	0.085	0.013	-0.017
	SON	-0.835**	0.265	-0.630*	-0.082	-0.574	0.919*
N1	$\text{NO}_3^-$ -N	-0.607*	-0.050	0.090	-0.203	-0.191	0.712
	$\text{NH}_4^+$ -N	-0.661**	-0.068	0.122	-0.157	-0.165	0.736
	SON	-0.351	0.100	0.511	0.158	0.125	0.274
N2	$\text{NO}_3^-$ -N	-0.240	0.662**	0.547*	-0.345	0.010	-0.276
	$\text{NH}_4^+$ -N	-0.348	0.313	0.340	-0.231	-0.552	0.356
	SON	-0.423	-0.004	0.279	-0.189	0.094	0.529

注:\*表示在  $p < 0.05$  水平上相关性显著(双尾);\*\*表示在  $p < 0.01$  水平上相关性显著(双尾)。

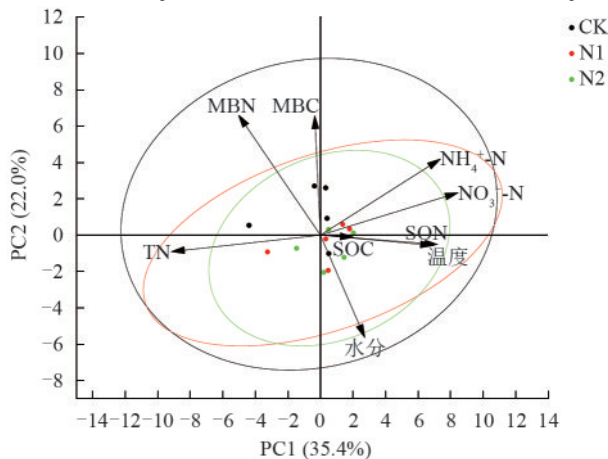


图 5 土壤可溶性氮组分与土壤养分指标的 PCA 分析

Fig. 5 PCA analysis of soil soluble nitrogen fractions and soil nutrient indicators

### 3 讨论

#### 3.1 氮添加对高寒湿地草甸土壤可溶性氮组分的影响

本研究结果显示,与CK相比,N1、N2处理均显著影响土壤的 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N质量分数(图2),是因为氮添加条件下造成氮富集的情况<sup>[19]</sup>,使得土壤可更多地依赖外源添加氮素进行氮循环,进而导致土壤中的 $\text{NO}_3^-$ -N和 $\text{NH}_4^+$ -N质量分数的变化。意味着无论有机氮还是无机氮的投入,均有利于植被的生长,主要由于氮添加缓解植被根际微生物的氮限制<sup>[13]</sup>,补充土壤中的氮源,还通过促进 $\text{NH}_4^+$ -N向硝酸盐氮的转化,加速土壤中氮素循环。而氮素转化是土壤可溶性氮组分更新的重要途径,有助于维持土壤肥力和生态平衡。本研究也发现,N1处理下的SOC质量分数显著高于N2和CK,N1处理下土壤 $\text{NO}_3^-$ -N高于N2处理,说明适度氮添加促进土壤SOC质量分数的增加,促进植被对养分的吸收,进一步导致氮转化过程发生变化,尤其是 $\text{NO}_3^-$ -N质量分数,与WU等<sup>[20]</sup>的研究结果一致。然而,N2处理下,

土壤 $\text{NH}_4^+$ -N质量分数较CK处理增加19.19%,高于N1处理,表明高氮添加有利于 $\text{NH}_4^+$ -N质量分数的提升。主要是由于高氮添加致使高寒湿地草甸系统发生“氮饱和”效应,影响 $\text{NH}_4^+$ -N向硝酸盐氮的转化速率,造成土壤 $\text{NH}_4^+$ -N质量分数的累积。此外,N1、N2处理下的SON总体质量分数均与CK相比显著提高(图2)。SON的质量分数随着施氮量的增加,与常月<sup>[21]</sup>的研究结果相反,可能是由于施氮提高土壤水分体积分数,土壤水分质量分数增加直接影响土壤气体交换和土壤温度,加速土壤的矿化过程,加速无机氮和有机氮的转换,增加土壤中的可溶性。

值得注意的是,CK处理下,SON与MBC间存在显著负相关(表2),而N1与N2处理下并不存在。说明氮添加可能影响土壤微生物群落和结构,进而改变土壤对养分的可用性<sup>[19]</sup>。本研究也显示,CK处理下,较低的MBC/MBN意味着微生物较容易利用土壤中的氮,加速无机氮的利用,减缓SON的积累<sup>[22]</sup>,进一步证明上述推断。低氮添加(N1)提供较丰富氮源来促进微生物活动,而不至于使氮成为限制性因素,进而促进有机物的分解和可溶性有机氮的释放,N1处理下TN与 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N的质量分数呈显著负相关现象相吻合(图5),进一步确认此释放机制。也说明低氮添加湿地土壤微生物及植被活动能够很好地适应外界氮源的输入,而不需要进行土壤内部复杂的生化活动。但CK则仍按照原有途径进行生化反应,致使TN与 $\text{NO}_3^-$ -N呈显著正相关。

氮添加导致湿地草甸土壤可溶性氮组分改变的同时影响土壤可溶性氮其组分密度与占比,提高氮素的利用。本研究发现, $\text{NO}_3^-$ -N/TN、 $\text{NH}_4^+$ -N/TN的变化幅度远高于SON/TN,是由于湿地植物生长过程中,其氮素营养主要来源于对无机氮的吸收利用,土壤中 $\text{NO}_3^-$ -N/TN、 $\text{NH}_4^+$ -N/TN的变幅较大;说明在高寒湿地草甸中植被对 $\text{NO}_3^-$ -N和 $\text{NH}_4^+$ -N的吸

收利用远高于 SON, 与 GELFAND 等<sup>[23]</sup> 研究结论一致。高寒湿地草甸土壤的 C/N 比部分高于微生物活动的最佳范围(25:1)<sup>[24]</sup>, 表明本研究区域微生物代谢活性相对较低, 促进有机质的保存, 从而抑制土壤氮素的矿化过程。但 N1 处理下较高的可溶性氮组分占 TN 比例均优于其他处理, 表明在湿地草甸土壤矿质化作用受限时, 适度外源施氮可直接促进土壤的氮素循环, 有利于土壤可溶性氮组分的转化积累。也有研究<sup>[14]</sup> 证明, 低氮添加在促进土壤可溶性有机氮的积累同时, 也倾向于适宜于自身微生物群落的调整, 以适应外界环境变化。

### 3.2 氮添加下杂海湿地草甸土壤可溶性有机氮组分时间变化特征

本研究显示, N1、N2 处理  $\text{NO}_3^-$ -N 质量分数相较于 CK, 在 5 月、6 月显著增加, 是由于试验地处青藏高原东缘, 在经历冻融循环过后, 土壤开始逐步解冻, 有机质的大量释放提供充分的土壤养分<sup>[14]</sup>, 而 N1、N2 的人为氮添加, 植被易吸收的  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , 提供外源氮素的支持, 但此时植被尚处于生长初期<sup>[24]</sup>, 对氮素的吸收利用还相对较低, 故而 5 月、6 月  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N 质量分数积累较高。

氮添加处理显著提高土壤的水分体积分数, 与常月<sup>[21]</sup> 的研究结果一致。高水分体积分数为土壤氮素转化过程创造良好的生物化学环境。适宜的土壤温度和水分子体积分数促进土壤氮素转化过程, 水分与可溶性氮组分结合更密切(图 5)。土壤温度和水分子状况是影响有机质矿化过程的重要因素, 土壤的可溶性氮组分随着土壤环境的改变而改变。本研究中 SON 的最大值均出现在 6 月, SON 的主要来源有土壤有机质、土壤微生物及根系分泌物、外源氮素的输入或土壤表层的凋落物释放<sup>[25]</sup>, 同时, 6 月的 SOC 质量分数显著高于其他月份, 并且同时期 MBC/MBN 显著降低 47.39%~95.00%。可能与土壤微生物对养分的需求平衡, 特别对碳、氮的相对可用性密切相关。首先, 同时期较高的 SOC 质量分数使得微生物群体得以增长和活跃, 导致更多的有机氮被转化为可溶性形式; 其次, 土壤微生物可能更加依赖氮的免疫过程, 即将无机氮(例如铵或硝酸盐)同化成微生物体内的有机氮, 从而提升土壤中可溶性有机氮的水平; 微生物在分解高碳有机物的过程中受到氮的限制, 可能减少氮的矿化(将有机氮转化为无机形态的氮活动, 转而更多地固定氮)。通过以上过程, 土壤中无机氮的释放速率降低, 进而减少植物可直接吸收的无机氮。SOC 与 SON 间的转化关系与团队前期<sup>[26]</sup> 的研究结果一致。

本研究发现, 在 5 月、7 月、8 月、9 月, N1 处理 SON 小于 N2 处理(图 2), 与王清奎等<sup>[27]</sup> 的研究相悖。可能是在 N2 处理下, SOC 与  $\text{NO}_3^-$ -N 呈极显著正相关(图 5), 一方面, 作为土壤反硝化过程的底物, 土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 容易被植物吸收和利用<sup>[7]</sup>, 而土壤 SOC 作为土壤反硝化过程的第一能量来源, 提供能量并支持反硝化过程; 另一方面, 长期的高氮添加 N2 处理下, 可能致使土壤中的氮素达到饱和状态, 外源氮添加已经成为 N 素的储存容器, 饱和的氮素更需要土壤 SOC 提供能量来支持土壤的一系列矿化过程。由此可知, N2 处理下, 土壤氮源的利用方式不同, 长期的氮添加处理下, 土壤本身的养分发生变化<sup>[28]</sup>, 直接影响土壤的硝化和反硝化过程。而 MBC 与  $\text{NO}_3^-$ -N 呈显著正相关(图 5), 表明高浓度氮素的输入使得土壤微生物与植物一方面可直接利用氮素的吸收; 另一方面, 也展示出在高氮背景下, 土壤生化反应对碳源的强烈需求, 以寻求打破在氮素充足的情况下的进一步转化与储存。

土壤可溶性氮组分密度和可溶性氮组分占全氮的比例, 分别反映土壤中氮素的不同分布特征和转化过程<sup>[9]</sup>。密度越大, 表示土壤中可溶性氮的可用性越高, 可供植物和微生物利用的氮源也越丰富。其中, 可溶性氮组分与全氮的比例反映土壤中氮素的转化效率和可用氮的储量相对于总氮的比例, 揭示土壤中氮的可变性和潜在供应能力<sup>[28]</sup>。本研究中, 土壤  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N 的密度质量分数变化呈先增后减趋势, 且 N2 处理均在 8 月出现最大值(图 3), 与朱哲圣等<sup>[29]</sup> 研究结果有一定差异, 可能因为研究区属于高寒湿地草甸区, 年降水较少, 对硝态氮的垂直淋溶减少, 且 8 月属于植被的生长旺期, 对氮素的需求更大<sup>[30]</sup>, 施肥促进植被对氮素的吸收增加土壤的保水性,  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 质量分数在外源施氮的情况下增加, 其密度也随之增大, 即 8 月提高土壤可溶性氮组分的密度, 增加氮的有效性。

## 4 结论

1) 高寒湿地草甸可溶性氮组分的平衡受到氮添加的显著影响, 但对于可溶性氮组分的影响程度存在一定的差异。氮添加均促进土壤  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、SON 的质量分数, 但 N1 主要促进  $\text{NO}_3^-$ -N 的积累, N2 主要促进  $\text{NH}_4^+$ -N 的积累。

2) 3 种氮添加处理在 5 个时间段内的土壤可溶性氮组分密度以 SON 为主导部分,  $\text{NO}_3^-$ -N 次之,  $\text{NH}_4^+$ -N 密度最低, 表明氮添加可促进土壤的供氮能力, 总体以 N1 提升 2.20% 的 SON 密度效果最佳。

3) N1 处理下可溶性氮组分占全氮的比例最高

(0.20%~0.29%),表现较高的氮素利用率。再与环境因子的进一步分析表明,土壤可溶性氮组分特征的影响主要受土壤 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N与TN质量分数影响,揭示在N2处理下,土壤可溶性氮组分受SOC及MBC碳源的强烈需求。

综上,3 a低氮添加提高高寒湿地草甸地区土壤的可溶性氮组分,促进土壤氮素转化,有利于促进湿地草甸植被生长和生产力提高,为退化高寒湿地草甸植被恢复过程中人为施氮提供一定的参考。然而,3 a周期可能对揭示氮饱和或植物-微生物适应性演替等长期效应存在一定不足,需要更长期的定位监测和布控,以便为未来氮沉降加剧背景下高寒湿地草甸氮循环过程提供基础数据。

#### 参考文献:

- [1] 詹瑾,丛安琪,李玉霖,等.长期氮沉降和地上凋落物处理对半干旱区沙质草地表层土壤碳氮组分的影响[J].水土保持学报,2023,37(4):227-234.  
ZHAN J, CONG A Q, LI Y L, et al. Effects of long-term nitrogen deposition and aboveground litter treatment on top soil carbon and nitrogen fractions in the semi-arid sandy grassland [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2023, 37(4): 227-234.
- [2] LANG W G, ZHANG Y, LI X Y, et al. Phenological divergence between plants and animals under climate change[J]. Nature Ecology and Evolution, 2025, 9(2): 261-272.
- [3] CHEN T, CHENG R M, XIAO W F, et al. Nitrogen addition enhances nitrogen but not carbon mineralization in aggregate size fractions of soils in a *Pinus massoniana* plantation [J]. Frontiers in Forests and Global Change, 2024, 7: e1240577.
- [4] 杨永凯,马维伟,陈好,等.尕斯库勒湖地区沼泽草甸土壤酶活性对短期增温施氮的响应[J].草地学报,2022,30(12):3263-3271.  
YANG Y K, MA W W, CHEN H, et al. Response of soil enzyme activities in marsh meadow in Gahai wet area to short-term warming and nitrogen addition [J]. Acta Agrestia Sinica, 2022, 30(12): 3263-3271.
- [5] LI J P, MA H B, XIE Y Z, et al. Deep soil C and N pools in long-term fenced and overgrazed temperate grasslands in northwest China [J]. Scientific Reports, 2019, 9(1): e16088.
- [6] 全智,刘轩昂,刘东.土壤可溶性有机氮研究进展[J].应用生态学报,2022,33(1):277-288.  
QUAN Z, LIU X A, LIU D. Research progress on soil soluble organic nitrogen [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(1): 277-288.
- [7] 何玉姣,陈婵,朱小叶,等.湘中丘陵区不同植被恢复阶段林地土壤可溶性氮组分质量分数和密度[J].水土保持学报,2021,35(2):258-264.  
HE Y J, CHEN C, ZHU X Y, et al. Content and density of soil soluble nitrogen components at different vegetation restoration stages in hilly region of central Hunan Province, China [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(2): 258-264.
- [8] 肖春艳,胡情情,陈晓舒,等.基于文献计量的大气氮沉降研究进展[J].生态学报,2023,43(3):1294-1307.  
XIAO C Y, HU Q Q, CHEN X S, et al. Research progress of atmospheric nitrogen deposition based on bibliometrics [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(3): 1294-1307.
- [9] 张忠学,宋健,齐智娟,等.控制灌溉氮肥减施对土壤氮素分布及氮素利用率的影响[J].东北农业大学学报,2022,53(3):42-49.  
ZHANG Z X, SONG J, QI Z J, et al. Effects of reducing nitrogen fertilizer application on soil nitrogen distribution and nitrogen use efficiency under water-saving irrigation [J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2022, 53(3): 42-49.
- [10] TIAN J H, WEI K, CORON L M, et al. Effects of elevated nitrogen and precipitation on soil organic nitrogen fractions and nitrogen-mineralizing enzymes in semi-arid steppe and abandoned cropland [J]. Plant and Soil, 2017, 417(1): 217-229.
- [11] TOMLINSON S J, CARNELL E J, DORE A J, et al. Nitrogen deposition in the UK at 1 km resolution from 1990 to 2017 [J]. Earth System Science Data, 2021, 13(10): 4677-4692.
- [12] GUAN B, XIE B H, YANG S S, et al. Effects of five years' nitrogen deposition on soil properties and plant growth in a salinized reed wetland of the Yellow River Delta [J]. Ecological Engineering, 2019, 136: 160-166.
- [13] MA W W, LI G, WU J H, et al. Response of soil labile organic carbon fractions and carbon-cycle enzyme activities to vegetation degradation in a wet meadow on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. Geoderma, 2020, 377: e114565.
- [14] LI M J, GE Y Q, GANJURJAV H, et al. Warming intensified the effects of nitrogen addition on  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from alpine meadow in the northern Qinghai-Tibet Plateau [J]. Advances in Climate Change Research, 2024, 15(1): 101-112.
- [15] 陈好,马维伟,龙永春,等.尕斯库勒湖地区沼泽草甸土壤氮矿化演变特征[J].生态学报,2023,43(10):3906-3919.  
CHEN H, MA W W, LONG Y C, et al. Evolution characteristics of soil nitrogen mineralization during meadow soil degradation of Gahai wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(10): 3906-3919.
- [16] ZHU J X, WANG Q F, HE N P, et al. Imbalanced atmospheric nitrogen and phosphorus depositions in

- China: Implications for nutrient limitation [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2016, 121(6): 1605-1616.
- [17] JIA Y L, YU G R, HE N P, et al. Spatial and decadal variations in inorganic nitrogen wet deposition in China induced by human activity [J]. *Scientific Reports*, 2014, 4: e3763.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000. BAO S D. *Soil and agricultural chemistry analysis* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [19] 裴志福, 红梅, 尚星玲, 等. 氮添加对土壤可溶性有机碳和微生物生物量碳的影响: 基于 Meta 分析 [J]. *土壤*, 2024, 56(5): 1129-1136. PEI Z F, HONG M, SHANG X L, et al. Effect of nitrogen addition on soil dissolved organic carbon and microbial biomass carbon: A meta-analysis [J]. *Soils*, 2024, 56(5): 1129-1136.
- [20] WU J P, LIU W F, ZHANG W X, et al. Long-term nitrogen addition changes soil microbial community and litter decomposition rate in a subtropical forest [J]. *Applied Soil Ecology*, 2019, 142: 43-51.
- [21] 常月. 凋落物和外源氮添加对森林土壤可溶性有机氮 (DON) 的影响 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2021. CHANG Y. Effects of litter and exogenous nitrogen addition on soluble organic nitrogen (DON) in forest soil [D]. Changsha: Central South University of Forestry and Technology, 2021.
- [22] 黄智军, 谭世广, 丁驰, 等. 施肥对杉木林不同土层温室气体排放的影响 [J]. *森林与环境学报*, 2024, 44(5): 457-467. HUANG Z J, TAN S G, DING C, et al. Effects of fertilization on greenhouse gas emissions from different soil layers in a Chinese fir plantation [J]. *Journal of Forest and Environment*, 2024, 44(5): 457-467.
- [23] GELFAND I, YAKIR D. Influence of nitrite accumulation in association with seasonal patterns and mineralization of soil nitrogen in a semi-arid pine forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(2): 415-424.
- [24] 赵路红, 李昌珍, 康迪, 等. 黄土丘陵区退耕地土壤可溶性氮组分季节变化与水热关系 [J]. *生态学报*, 2018, 38(2): 689-697. ZHAO L H, LI C Z, KANG D, et al. Dynamic change in soil soluble nitrogen under farmland converted to forest in the loess hilly region [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(2): 689-697.
- [25] 梁杏, 孙立群, 张鑫, 等. 无机态氮素转化机制及水土体氮源识别方法 [J]. *环境科学*, 2020, 41(9): 4333-4344. LIANG X, SUN L Q, ZHANG X, et al. Mechanism of inorganic nitrogen transformation and identification of nitrogen sources in water and soil [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(9): 4333-4344.
- [26] 杜佳团, 李广, 马维伟, 等. 黄土丘陵区 4 种典型植被土壤可溶性氮组分特征 [J]. *水土保持学报*, 2021, 35(6): 251-257. DU J N, LI G, MA W W, et al. Characteristics of soil soluble nitrogen components under four typical vegetations in the loess hilly areas [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2021, 35(6): 251-257.
- [27] 王清奎, 田鹏, 孙兆林, 等. 森林土壤有机质研究的现状与挑战 [J]. *生态学杂志*, 2020, 39(11): 3829-3843. WANG Q K, TIAN P, SUN Z L, et al. Research on soil organic matter in forest ecosystems: Status and challenge [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39(11): 3829-3843.
- [28] 郝颖琦, 王玉英, 吴鹏飞, 等. 青藏高原高寒生态系统土壤呼吸对氮添加的响应: Meta 分析 [J/OL]. *生态学杂志*, 2024: 1-11. HAO Y Q, WAANG Y Y, WU P F, et al. Response of soil respiration to nitrogen addition in alpine ecosystem of Qinghai-Tibet Plateau: Meta-analysis [J/OL]. *China Industrial Economics*, 2024: 1-11.
- [29] 朱哲圣, 夏炎, 满秀玲. 大兴安岭北部 4 种沼泽湿地土壤活性氮质量分数变化特征 [J]. *东北林业大学学报*, 2023, 51(7): 135-141. ZHU Z S, XIA Y, MAN X L. Variation characteristics of soil active nitrogen content in four swamp wetlands in the northern Da Hinggan Mountains [J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2023, 51(7): 135-141.
- [30] 何玉姣. 亚热带植被恢复对土壤可溶性氮组分及土壤氮矿化的影响 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2022. HE Y J. Effects of subtropical vegetation restoration on soil soluble nitrogen components and soil nitrogen mineralization [D]. Changsha: Central South University of Forestry and Technology, 2022.