

贝加尔针茅草甸草原土壤有机碳组分对长期氮素添加的响应*

武振丹¹, 马尚飞², 卢俊艳¹, 杨殿林³, 红梅^{1,4†}

(1. 内蒙古农业大学草原与资源环境学院, 呼和浩特 010018; 2. 中国农业科学院草原研究所, 呼和浩特 010010; 3. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191; 4. 内蒙古土壤质量与养分资源重点实验室, 农业生态安全与绿色发展内蒙古高等学校重点实验室, 呼和浩特 010018)

摘要: 为解析贝加尔针茅草甸草原土壤有机碳组分对长期氮素添加的响应, 于2010年在内蒙古呼伦贝尔市鄂温克旗贝加尔针茅草甸草原设计氮素添加试验, 设置8个氮处理, 为0 (N0)、15 (N15)、30 (N30)、50 (N50)、100 (N100)、150 (N150)、200 (N200)和300 (N300) kg·hm⁻²·a⁻¹ (以N计), 土壤样品于2019年8月采集, 进行土壤有机碳及其组分的测定, 探究氮素添加10年后土壤有机碳及其组分的变化与驱动因素。结果表明: (1) 与对照相比, 长期氮素添加下土壤有机碳(SOC)及土壤惰性碳(RP-C)含量无显著变化, 土壤活性有机碳(LP-C)的含量增加, 其中活性碳组分I(LP I-C)增加了0.48%~15.59%, 活性碳组分II(LP II-C)增加了1.94%~8.41%, 易氧化有机碳(EOC)含量无显著变化, 可溶性有机碳(DOC)与微生物量碳(MBC)含量显著变化, 且土壤碳组分整体在N30~N100处理变化敏感; (2) 分析土壤有机碳对氮素添加的敏感指数(SI)可知, MBC对长期氮素添加响应更为敏感, 可作为本区域有机碳变化的指示碳组分; (3) 结构方程模型(SEM)结果显示, 长期氮输入条件下土壤碳组分主要受植物生物量与土壤pH的共同调控。综上所述, 氮素添加提高了贝加尔针茅草甸草原土壤活性碳组分含量, 且土壤有机碳及其组分的变化主要受土壤pH与植物生物量共同调控。

关键词: 氮素添加; 土壤有机碳; 敏感指数; 驱动因素; 草甸草原

中图分类号: S153.6

文献标志码: A

Responses of Soil Organic Carbon Components to Long-term Nitrogen Addition in the *Stipa baicalensis* Meadow Steppe

WU Zhendan¹, MA Shangfei², LU Junyan¹, YANG Dianlin³, HONG Mei^{1,4†}

(1. College of Grassland, Resources and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China; 2. Institute of Grassland Research, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Hohhot 010010, China; 3. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 4. Inner Mongolia Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resources, Key Laboratory of Agricultural Ecological Security and Green Development at Universities of Inner Mongolia Autonomous Region, Hohhot 010018, China)

*国家自然科学基金项目(31170435)和内蒙古自治区研究生教育创新计划项目(S20210202Z)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 31170435) and the Graduate Education Innovation Program of Inner Mongolia Autonomous Region of China (No. S20210202Z)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: nmczhm1970@126.com

作者简介: 武振丹(1998—), 女, 乌兰察布市商都县人, 硕士研究生, 主要研究方向为草原土壤利用与保护。E-mail: 1540622662@qq.com

收稿日期: 2022-04-23; 收到修改稿日期: 2022-10-15; 网络首发日期(www.cnki.net):

Abstract: 【Objective】 This study aimed to analyze the response of soil carbon composition to long-term nitrogen addition in the *Stipa baicalensis* meadow steppe. 【Method】 A nitrogen addition experiment was designed in the meadow steppe of Ewenke Banner, Hulunbuir City, Inner Mongolia in 2010, and 8 nitrogen treatments were set as 0 (N0), 15(N15), 30(N30), 50(N50), 100(N100), 150(N150), 200(N200) and 300(N300) kg·hm⁻²·a⁻¹ (calculated as N). Soil samples were collected in August 2019 and soil organic carbon and its fractions were measured to investigate the changes and drivers of soil organic carbon and its fractions after 10 years of nitrogen addition. 【Results】 The results showed that: (1) Compared to the control, soil organic carbon (SOC) content and soil recalcitrant carbon (RP-C) did not change significantly under long-term nitrogen addition. The content of soil labile organic carbon (LP-C) increased, among which labile carbon fraction I (LP I-C) and II (LP II-C) increased by 0.48%-15.59% and 1.94%-8.41%, respectively. Soil easily oxidized organic carbon (EOC) did not respond, whereas the contents of dissolved organic carbon (DOC) and microbial biomass carbon (MBC) changed significantly. The overall soil carbon composition was more sensitive to N addition at the level of 30, 50 and 100 kg·hm⁻²·a⁻¹; (2) The responses of sensitivity index (SI) of soil organic carbon to nitrogen addition showed that MBC was more sensitive to long-term nitrogen addition, which could be used as an indicator suggesting the changes in organic carbon component in the region; (3) Structural equation modeling (SEM) indicated that soil carbon fractions were regulated mainly by plant biomass and soil pH under long-term nitrogen conditions. 【Conclusion】 Nitrogen addition increases soil labile carbon content in *Stipa baicalensis* and the changes in soil organic carbon and its fractions are mediated mainly by soil pH and plant biomass.

Key words: Nitrogen input; Soil organic carbon; Sensitivity index; Driving factors; Meadow grassland

工业革命以来,化石燃料燃烧、施肥等人类活动使得我国大气氮沉降量迅速增加^[1]。据统计,我国总氮沉降量由1961年的2.85 Tg·a⁻¹ (以N计,下同)上升至2010年的15.68 Tg·a⁻¹,年增长率为0.04 g·m⁻²·a⁻¹,已经成为继欧美之后的第三大沉降区^[2]。大气中的氮大部分通过干湿沉降的形式归还于土壤,引起陆地生态系统氮可利用性发生变化,进而影响植被系统及土壤碳氮循环等重要的生态系统功能^[3]。在陆地生态系统中碳氮循环紧密耦合,增加氮负荷可改变生态系统碳循环及其对气候变化的反馈^[4]。因此,了解土壤有机碳对生态系统氮失衡的响应,对于应对未来气候变化至关重要。

土壤碳库作为陆地生态系统中最大的有机碳库,其微小的变化就会对自然界的物质循环与能量流动产生巨大的影响^[5]。近年来,在全球氮沉降量不断增加的背景下,土壤碳库对氮沉降的响应引起了人们的广泛关注。其中,Xu等^[6]的meta分析表明氮素添加可增加土壤有机碳的固存,强调了氮素添加下碳通过植被-凋落物-土壤的非生物途径转化,其作用机制主要是氮素添加通过促进地上植被生长从而增强凋落物碳向土壤中的输入。而Schulte-Uebbing和de Vries^[7]及李凤巧^[8]的研究表明,氮素添加下土壤有机碳的增加主要受真菌生物量调控,真菌作为一种聚合剂富集氮素,提高土壤中活性碳组分的含量,强调了氮素添加下土壤碳受真菌调控的生物途径。同时大量的研究^[9-10]指出氮的添加通过改变植物生物量与土壤pH,对土壤微生物生物量与活性产生积极或消极影响,最终影响土壤碳输入与输出之间的动态平衡。由此可见,氮素添加通过多种途径影响土壤有机碳含量的变化。目前,众多研究^[11]表明土壤碳库总储量由多个组分组成,按照土壤有机碳的周转速率及对外界的敏感程度,将其分为活性碳组分与惰性碳组分。活性碳组分在土壤碳库中占比较小,但对外界变化响应敏感,主要包括可溶性有机碳(DOC)、易氧化有机碳(EOC)及微生物生物量碳(MBC)等,对研究土壤生化过程、理化性质及碳氮平衡具有重要作用。土壤惰性碳组分反映了土壤有机碳的稳定程度,与土壤有机碳的累积与固存关系密切。土壤碳库的变化受活性与惰性碳组分共同调控^[12-13]。但是目前关于土壤碳库对氮素添加响应的研究大多集中在短时间尺度与活性碳组分,而Wiesmeier等^[14]指出,氮添加对土壤有机碳动态的影响是一个长期且多组分共同作用的过程。因此,探究长期氮素添加对土壤碳库组成影响及其驱动途径具有重要

意义。

贝加尔针茅草原 (*Stipa baicalensis* steppe) 位于大兴安岭西麓, 是草甸草原的主要代表类型之一, 在陆地碳循环中扮演着碳汇的重要角色^[15], 近年来随着氮沉降的不断加剧, 草甸草原植物群落组成及生态平衡发生改变, 影响了草原生态系统的碳氮循环^[16-17]。因此, 本研究以贝加尔针茅草甸草原为研究对象, 设置连续 10 年的氮素添加试验, 拟解决以下问题: (1) 贝加尔针茅草原土壤有机碳及其组分在长期氮素添加下的变化规律及敏感组分; (2) 探讨长期氮添加下影响土壤活性碳组分与惰性碳组分变化的主要途径。了解贝加尔针茅草原土壤有机碳对生态系统氮失衡的响应, 以期为科学评估长期氮沉降对草地生态系统的影响提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验区位于内蒙古呼伦贝尔市伊敏河镇贝加尔针茅草甸草原 (48°27'N~48°35'N, 119°35'E~119°41'E), 海拔 760~770 m, 地势平坦, 气候类型属于大陆性温带气候, 年均气温-1.6℃, 年均降水量 348.8 mm, 年蒸发量 1 478.8 mm, 降水主要集中于 6—9 月, 年均无霜期为 100 d 左右 (图 1)。土壤类型为暗栗钙土, pH 为 7.07, 有机质 35.92 g·kg⁻¹, 全氮 1.85 g·kg⁻¹, 全磷 0.45 g·kg⁻¹。于 2010 年 6 月围封。贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)为建群种, 羊草(*Leymus chinensis*)为优势种。

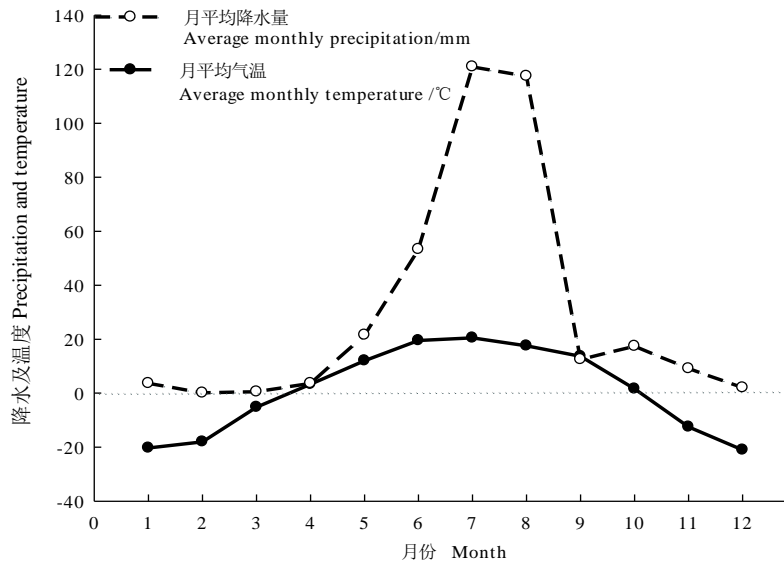


图 1 试验区气象数据

Fig.1 Meteorological data of the study area

1.2 试验设计

试验样地于 2010 年 6 月进行围封, 开展模拟氮沉降试验, 采用随机区组设计, 8 个施氮水平, 换算为纯氮量依次为 0、15、30、50、100、150、200 和 300 kg·hm⁻²·a⁻¹ (不包括大气氮沉降量), 分别用 N0、N15、N30、N50、N100、N150、N200 和 N300 表示, 每个处理设 3 个重复。小区面积 8 m×8 m, 小区间设 2 m 隔离带, 重复间设 5 m 隔离带。2010 年至今, 每年 6 月和 7 月中旬分两次将氮肥等量施入样地, 氮肥为 NH₄NO₃。为了尽量避免氮肥的挥发, 在试验中将氮肥溶于适量水中制成溶液, 使用洒水壶将该溶液均匀喷洒至小区内, 对照小区内喷洒等量水。

1.3 样品采集

2019年8月中旬采集土壤样品,每个小区依照“S”形采集10个点的土样混合均匀,采样深度为0~10 cm。去除植物根系及其他土壤入侵物后,置于阴凉通风处风干,用于土壤基本理化性质、碳组分的测定。

凋落物和生物量于8月中下旬进行调查。每个试验小区放置1个1 m×1 m的样方,选择具有代表性的样方同时避免小区的边缘效应,采用收获法进行,将样方内植物物种齐地面刈割后带回室内,凋落物则采集地上表面枯落的植物残体,最后在75℃烘箱烘至恒重后称量。

1.4 测定方法

土壤理化及凋落物碳氮的测定^[18]:土壤含水量采用烘干法测定;土壤有机质采用重铬酸钾—外加热法测定;土壤全氮采用半微量凯氏定氮法测定;土壤有效磷采用碳酸氢钠浸提—比色法测定;土壤速效钾采用醋酸铵浸提—火焰光度法测定;铵态氮和硝态氮采用2 mol·L⁻¹的氯化钾溶液提取—流动分析仪(AA3,德国)测定;土壤pH采用电位法(土:水=1:5)测定;凋落物碳氮含量采用元素分析仪(Elementar vario MACRO cube,德国)测定。

土壤有机碳组分测定:采用H₂SO₄浸提法^[19],称过0.15 mm筛的风干土样1.00 g,加2.5 mol·L⁻¹ H₂SO₄,105℃消煮30 min,进行离心处理,收集上清液。用去离子水继续离心,两次上清液过0.45 μm滤膜,得到活性碳组分 I (Fraction of labile C I, LPI-C)。残留土样加去离子水多次反复离心清洗,60℃烘干,加13 mol·L⁻¹ H₂SO₄,常温振荡约10 h;将硫酸稀释为1 mol·L⁻¹,105℃消煮3 h,重复两次,所得清液过0.45 μm滤膜,得到活性碳组分 II (Fraction of labile C II, LPII-C)。LPI-C与LPII-C采用TOC仪(MultiN/C 2100 S,德国)进行测定。剩余土样用去离子水离心清洗数次,60℃烘干,得到惰性碳组分(Fraction of recalcitrant C, RP-C)。RP-C采用元素分析仪进行测定,采用KMnO₄溶液氧化法测定EOC含量;MBC和DOC分别在氯仿熏蒸和K₂SO₄提取浸提液后,用TOC仪分析测定。

氮素添加处理的土壤活性有机碳敏感指数(sensitivity index, SI)计算公式^[20]:

$$SI/\% = \frac{\text{活性有机碳含量} - \text{对照活性碳含量}}{\text{对照活性碳含量}} \times 100$$

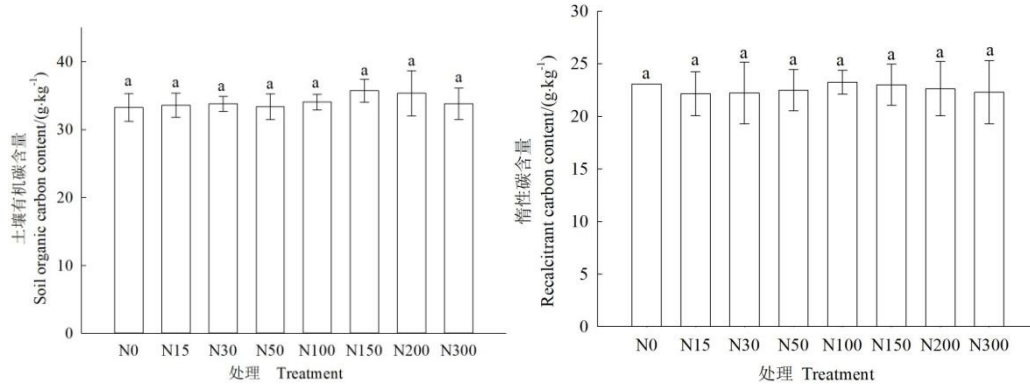
1.5 数据分析

采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和邓肯(Duncan)法对不同处理进行差异显著性分析;利用R语言lavaan包建立结构方程模型,分析氮输入对土壤碳库的驱动途径。数据分析处理与作图使用Excel 2003、SigmaPlot 12.5,方差分析使用SPSS 19.0软件。

2 结果

2.1 长期氮素添加对土壤有机碳及其组分的影响

长期氮素添加下土壤有机碳(SOC)含量和RP-C含量与N0相比,各处理间差异均未达到显著水平($P>0.05$) (图2)。

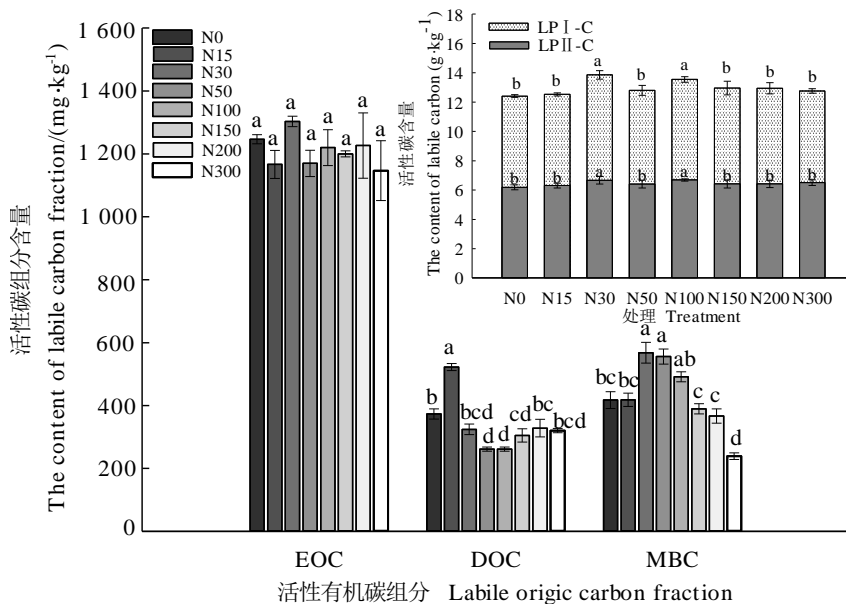


注: N0、N15、N30、N50、N100、N150、N200 和 N300 分别代表氮素添加量为 0、15、30、50、100、150、200 和 300 kg·hm⁻²·a⁻¹。不同小写字母表示各处理间有显著差异 ($P<0.05$)。下同。Note: N0, N15, N30, N50, N100, N150, N200 and N300 represent the nitrogen added amounts of 0, 15, 30, 50, 100, 150, 200 and 300 kg·hm⁻²·a⁻¹. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$).The same as below.

图 2 长期氮素添加下土壤有机碳与惰性碳含量变化

Fig.2 Changes of soil organic carbon and recalcitrant carbon content under long-term nitrogen addition.

土壤活性碳组分对不同水平氮素添加的响应不同, 由图 3 可知, LP I -C 与 LP II -C 相比于 N0 均有不同程度的增加, 且均在 N30 与 N100 处理显著增加 ($P<0.05$), LP I -C 在 N30 和 N100 处理分别增加了 15.59%和 10.29%, LP II -C 增加了 7.75%和 8.41%。总体而言, 长期氮素添加提高了土壤活性有机碳的含量。且通过 LP I -C 和 LP II -C 含量对比可知, 在 N15~N50 处理土壤 LP I -C 含量高于 LP II -C, 在 N100~N300 处理下 LP II -C 含量高于 LP I -C, 表明随着氮素的添加, 土壤活性碳在土壤中的保留以 LP II -C 为主。长期氮素添加下, EOC 含量随氮素添加并未发生显著变化; DOC 含量随着氮素添加水平的增加整体呈现先下降后上升的趋势, 且拐点出现在 N100 处理; MBC 含量随氮素添加呈先上升后下降的趋势, 拐点出现在 N30 处理。



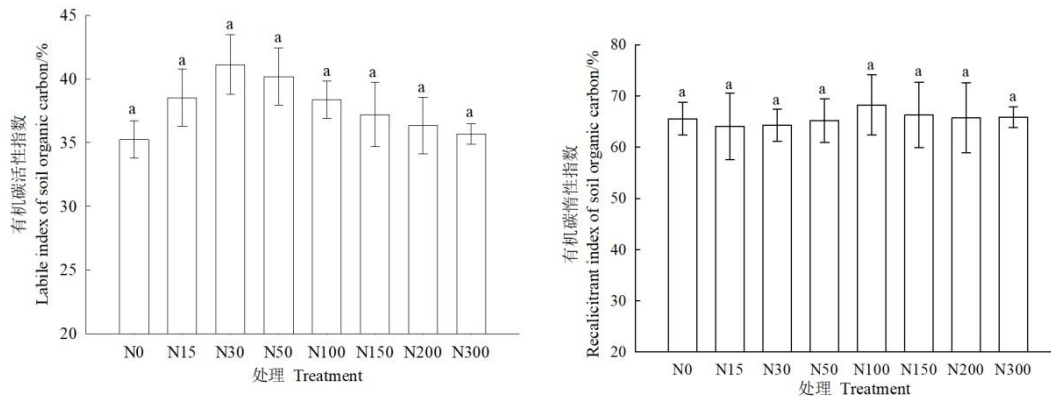
注: EOC: 易氧化有机碳; DOC: 可溶性有机碳; MBC 微生物生物量碳。不同小写字母表示相同碳组分在不同处理间有显著差异 ($P<0.05$)。下同。Note: EOC: easily oxidized organic carbon; DOC: dissolved organic carbon; MBC: microbial biomass carbon. Different lowercase letters indicate that the same carbon components are significantly different among different treatments

($P < 0.05$). The same as below.

图 3 长期氮素添加土壤活性碳组分含量变化

Fig.3 Changes of labile carbon fractions in soil with long-term nitrogen addition

土壤总活性有机碳占总有机碳的比例即为有机碳活性指数。由图 4 可知，随着氮素添加水平的增加，土壤有机碳活性指数与惰性指数均呈现先上升后下降的趋势，其中土壤有机碳活性指数在 N30 处理达到最大，土壤有机碳惰性指数的在 N100 处理达到最大，但均未达到显著水平 ($P > 0.05$)。



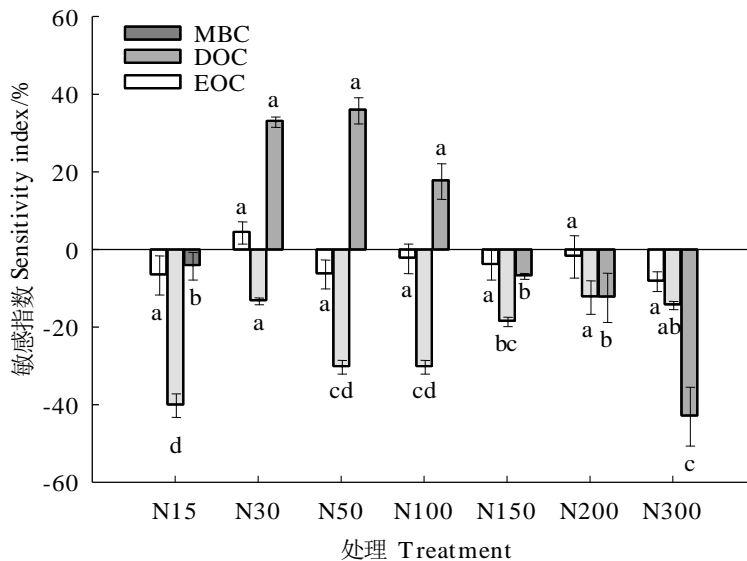
注：不同小写字母表示各处理间有显著差异 ($P < 0.05$). Note: Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$).

图 4 长期氮素添加土壤有机碳指数变化

Fig.4 Changes of soil organic carbon index under long-term nitrogen addition

2.2 长期氮素添加对土壤活性有机碳敏感指数的影响

有机碳敏感度指数 (SI) 可指示土壤中对氮素添加措施反应较灵敏的有机碳组分。由图 5 可知，不同氮素添加下，MBC、DOC、EOC 的 SI 范围分别是 -42.80%~36.00%、-39.92%~12.08%、-8.02%~1.60%。与 N0 相比，敏感指数的整体变化表现为：MBC > DOC > EOC，其中 MBC 变化显著，表明土壤中活性碳组分 MBC 对环境变化反应较为灵敏，可将 MBC 作为该地区有机碳变化的指示物。



注: 不同小写字母表示相同活性碳组分敏感指数在不同处理间有显著差异 ($P<0.05$)。Note: Different lowercase letters indicate that the sensitivity index of the same active carbon component is significantly different among treatments ($P<0.05$).

图 5 长期氮素添加活性碳组分敏感指数变化

Fig.5 Changes of sensitivity index of labile carbon fraction with long-term nitrogen addition

2.3 长期氮素添加对环境因子的影响

2.3.1 土壤基本理化性质 长期氮素添加对草甸草原土壤理化性质产生不同的影响。由表 1 可知, 随着施氮水平增加, 土壤 pH 显著降低 (7.39%~27.58%); 土壤全氮呈先降低后升高的趋势, 并在 N300 处理下显著升高 (28.10%) ($P<0.05$); 施氮显著提高了土壤中铵态氮 (1.02 倍~2.04 倍) 和硝态氮 (1.35 倍~21.06 倍) 的含量; 土壤 C/N 随着氮输入的增加先增后降, 在 N150 处理达到最大值。

表 1 长期氮素添加土壤理化性质变化

Table 1 Changes in soil physicochemical properties with long-term nitrogen addition

处理 Treatment	pH	土壤含水量①/ (g·kg ⁻¹)	全氮②/ (g·kg ⁻¹)	有效磷③/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾④/ (mg·kg ⁻¹)	铵态氮⑤/ (mg·kg ⁻¹)	硝态氮⑥/ (mg·kg ⁻¹)	土壤碳氮比⑦
N0	7.13±0.16a	33.64±1.12a	2.60±0.02b	9.21±1.05ab	172.70±8.07a	24.72±0.69e	3.23±0.14e	11.50±0.35b
N15	6.60±0.03b	27.19±1.58ab	2.50±0.17b	9.67±1.17a	149.40±12.99a	25.89±0.78e	4.36±0.13e	12.02±0.64b
N30	6.62±0.06b	28.14±0.53ab	2.39±0.14b	6.75±0.14ab	148.82±11.34a	32.33±1.26d	4.45±0.04e	12.43±0.85ab
N50	6.67±0.09b	29.11±1.86ab	2.44±0.05b	5.80±0.80b	155.45±4.60a	45.79±1.25b	5.82±0.98e	12.44±0.21ab
N100	6.39±0.08b	26.75±0.88ab	2.51±0.14b	9.93±2.41a	172.70±9.29a	50.40±1.15a	13.36±0.54d	12.93±0.96ab
N150	5.86±0.07c	23.39±2.68b	2.78±0.05ab	6.59±0.62ab	174.02±13.07a	36.33±1.01c	40.48±0.74c	15.62±2.34a
N200	5.63±0.15c	30.38±3.28ab	2.81±0.25ab	7.06±0.58ab	181.98±30.51a	33.57±0.61cd	52.27±0.98b	11.65±1.62b
N300	5.23±0.06d	26.74±0.94ab	3.33±0.42a	7.67±0.73ab	172.70±11.57a	32.06±0.85d	68.04±1.83a	11.21±0.27b

注: 同列不同小写字母表示各处理有显著差异 ($P<0.05$), 下同。Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among treatments ($P<0.05$), the same as below. ①Soil moisture content; ②Total nitrogen; ③Available phosphorus; ④Readily available potassium; ⑤Ammonium nitrogen; ⑥Nitrate nitrogen; ⑦Soil C/N ratio.

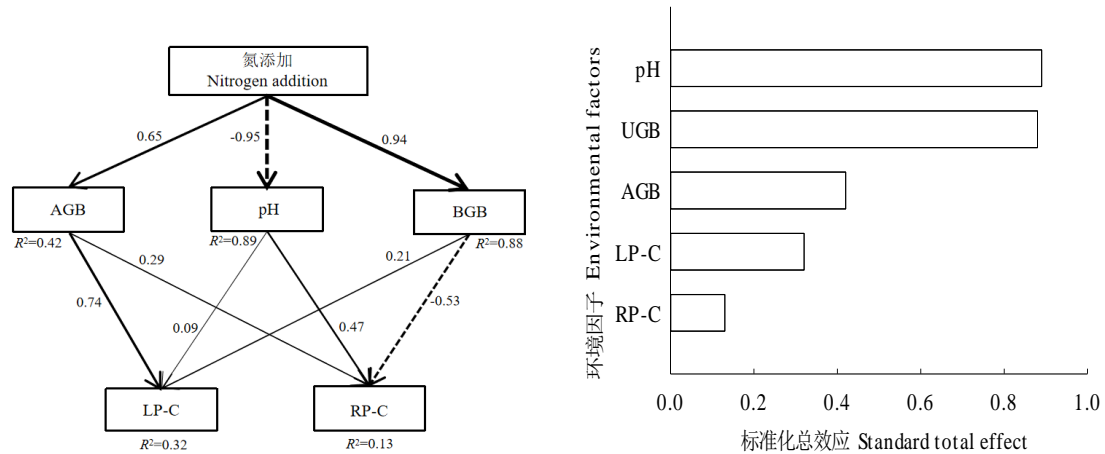
2.3.2 植被生物量及其凋落物性质 贝加尔针茅草原植被受长期氮素添加影响, 其生物量发生显著变化 (表 2)。随着氮素添加水平的提高植被的地上生物量 (AGB) 和地下生物量 (UGB) 均出现不同程度的升高。凋落物碳含量随着氮素添加量的增加呈先上升后下降的趋势, N50 处理时最高, 且达到显著水平 ($P<0.05$)。凋落物氮含量随氮素添加梯度的增高呈先上升后下降趋势, 且在 N30 处理达到最大。凋落物 C/N 在除 N30 与 N100 处理外均呈现上升趋势, 且在 N150~N300 处理显著增加 ($P<0.05$)。

表 2 长期氮素添加下植被生物量及凋落物性质变化

Table 2 Changes in vegetation biomass and litter properties under long-term nitrogen addition

处理 Treatment	地上生物量 Aboveground biomass/ (g·m ⁻²)	地下生物量 Underground biomass/ (g·m ⁻²)	凋落物碳 Litter carbon/ (g·kg ⁻¹)	凋落物氮 Litter nitrogen/ (g·kg ⁻¹)	凋落物碳氮比 Litter carbon to nitrogen ratio
N0	159.2±30.4c	838.8±81.7d	28.50±1.21c	1.56±0.15ab	18.84±2.11c
N15	184.2±30.1bc	929.5±39.2d	30.74±0.12abc	1.60±0.2ab	20.18±2.74c
N30	232.0±39.1ab	866.2±64.97d	33.63±0.94ab	1.93±0.08a	17.60±1.19c
N50	237.6±14.6ab	1 147.5±215.4c	36.46±1.65a	1.84±0.18a	20.83±3.29c
N100	243.8±28.1ab	1 200.8±79.1c	34.31±0.85ab	1.90±0.07a	18.04±0.32c
N150	283.5±13.9a	1 586.3±44.3b	33.17±1.64abc	1.36±0.08ab	24.78±2.60ab
N200	262.8±38.5a	1 456.4±171.1b	35.33±4.72ab	1.08±0.10b	27.75±3.80a
N300	277.6±67.4a	1 973.4±108.7a	31.95±0.31abc	1.38±0.21ab	24.48±3.00ab

2.3.3 长期氮输入对碳组分的作用途径 结构方程模型 (SEM) (图 6) 表明, 长期氮素添加通过直接改变植被生物量与土壤 pH 影响 LP-C 与 RP-C 的含量, 路径系数上, 氮素添加下通过增加 AGB 对 LP-C 与 RP-C 产生正效应, 通过增加 UGB 对 LP-C 产生正效应, 对 RP-C 产生负效应, 其中, AGB 对 LP-C 的促进作用大于 RP-C, UGB 对 RP-C 的分解作用大于 AGB 对其促进作用; 此外, 氮素添加通过降低土壤 pH 对 LP-C 组分含量与 RP-C 分解释放产生正效应, 且对 RP-C 的作用效果大于 LP-C。



注: AGB: 地上生物量; UGB: 地下生物量; LP-C: 活性有机碳; RP-C: 惰性有机碳。沿箭头方向的路径系数(相关系数)由每个参数的平均值标准化。箭头上的数字是标准化的直接路径系数。实线箭头线表示积极的影响, 虚线箭头线表示消极的影响。箭头的宽度与强度的关系成正比。Note: AGB: Aboveground biomass; UGB: Belowground biomass; LP-C: Labile carbon; RP-C: Recalcitrant carbon. The path coefficient (correlation coefficient) in the direction of the arrow is normalized by the mean value of each parameter. The numbers on the arrows are the normalized direct path coefficients. The solid arrow lines indicate positive effects and the dotted arrow lines indicate negative effects. The width of the arrow is proportional to the intensity.

图 6 氮输入对土壤有机碳组分的作用途径 (左: 氮输入对土壤不同碳组分直接和间接影响; 右: 结构方程模型标准化总效应)

Fig. 6 Effect of nitrogen input on soil organic carbon components (Left: The direct and indirect effects of nitrogen input on different soil carbon components; Right: The total effect of structural equation model standardization)

3 讨论

3.1 长期不同水平氮素添加对土壤有机碳及其组分的影响

土壤碳循环作为陆地碳循环的重要组成部分, 与陆地氮循环紧密耦合, 土壤有机碳及其组分随着土壤中可利用氮的不断积累表现出不同的响应。本研究表明, 不同水平的氮素添加下 SOC 与 RP-C 含量均未出现显著变化 (图 2), 可能由于植被群落和土壤环境对不同梯度氮素添加的响应有所不同而引起的。一方面植物 AGB 和 UGB 的显著增加, 促进了地表凋落物的积累, 支持了更多凋落物碳的归还^[21], 并且长期氮素添加 pH 的显著降低 (表 1) 会导致土壤酸化与多价水解阳离子增多, 而土壤中 RP-C 的含量主要受多价阳离子键桥的调控, 酸性条件下 Fe³⁺溶解度的变化, 增加了矿物表面反应性和交换性阳离子的丰度, 使更多的 SOC 结合在矿物表面^[22-23]。而马尚飞等^[24]与 Keiluweit 等^[25]的研究指出, 新鲜碳输入可提供更多的能量来维持土壤生物活动, 且在酸性条件下, 土壤中可释放与矿物结合的有机碳以增加土壤生物获取矿物有机碳的能力, 加速了矿物表面 SOC 的消耗, 从而使得通过改变植被生物量与降低 pH 固存的 SOC 被土壤生物所利用, 二者趋于平衡; 另一方面可能是土壤有机碳微小的变化在土壤碳库的巨大储量背景下不易表

现出来^[26], 且沈酃宇^[27]的研究表明根系的分解受氮输入限制, 不能将有机碳及时返还。

LP I -C 和 LP II -C 在氮素添加下均有不同程度的增加, 在 N30 和 N100 处理显著增加, 且在 N15~N50 处理下土壤 LP I -C 所占总活性碳的比例高于 LP II -C, 在 N100~N300 处理下 LP II -C 高于 LP I -C (图 3)。出现这种变化可能是凋落物 C/N 在 N30 与 N100 处理均呈现下降的趋势 (表 2), 凋落物 C/N 降低, 凋落物分解速率加强, 诱导了植物碳源的释放, 这与刘星霁^[28]在典型草原氮素添加的研究结果较为一致。根据 Liang 和 Zhu^[29]及 Liang 等^[30]提出的“微生物碳泵”可知, 在土壤有机碳的形成过程中, 氮素刺激胞外酶通过分解转化植物残体使凋落物碳进入土壤, 形成植物碳与凋落物碳的“初级”产物轻组有机碳等, 提高了 LP I -C 的含量。而 LP II -C 主要来源于纤维素的分解, 岳可欣等^[31]的研究表明高水平氮素添加能够提高 β -葡萄糖苷酶的活性, 从而降低纤维素的含量, 促进 LP II -C 在土壤中的保留。EOC 作为土壤碳库的重要警示指标, 其含量并未随着氮素添加而显著变化, DOC 含量在 N30~N300 处理呈现先降低后增加, MBC 呈现先增加后降低的趋势 (图 3), 可能是因为适宜的氮处理维持了土壤微生物更高的生物量与多样性, 使其在增加 MBC 的同时对底物的需求增加, 从而消耗了大量的 DOC 以供自身的生命活动, 但是随着氮素的不断累积, 微生物的活性受到抑制, 使得 DOC 含量有所上升, 这与张美颖^[32]的研究结果一致。总体而言, 土壤活性碳组分在 N30~N100 处理的响应更为敏感。

3.2 长期氮素添加对土壤碳组分敏感指数的影响

有机碳敏感指数可用来确定对不同氮素添加反应敏感的土壤碳组分, 本研究结果表明土壤活性碳组分中的 MBC 对长期氮素添加的响应最为敏感 (图 5)。其中适宜的氮素添加 (N30~N100 处理)增加了土壤中可利用性氮的含量 (表 1), 缓解了植物对氮素的需求, 提高了草地生产力, 为微生物的活动提供了更多的碳补给, 促进了微生物生长发育, 增加了 MBC 的含量, 而过量 (N150~N300 处理)的氮素输入造成土壤氮饱和, 引发了一系列的毒性效应, 最终使得 MBC 含量减少, 这与 Sparling^[33]的研究结果一致。土壤 MBC 在土壤中能够反映土壤微生物的数量与活性, 虽然仅占土壤总有机碳的 1%~4%, 却是土壤碳库中最为活跃的部分, 能够直接参与土壤有机物的腐殖化过程, 且大量的研究^[34-35]表明, 土壤 MBC 与其他活性碳组分关系密切, 是调节碳周转的关键组分。因此本研究指出, MBC 能够有效反映长期氮素添加对贝加尔针茅草甸草原土壤碳的影响, 可作为本区域有机碳变化的指示碳组分。

3.3 土壤碳组分与植被生物量和土壤理化因子的相互关系

贝加尔针茅草甸草原属于氮限制陆地生态系统, 对氮素添加响应敏感^[17], 长期氮素输入通过改变草甸草原的植被群落组成与土壤理化性质影响生态系统碳的流动与周转, 对土壤碳库产生影响。本研究通过结构方程模型可知, AGB 对 LP-C 与 RP-C 产生正效应, UGB 对 LP-C 产生正效应, 对 RP-C 产生负效应 (图 6), 这可能是因为植被生物量与根系分泌物的增加为土壤生物的生长提供了营养支持, 植被及根系被快速分解, 但是由于氮的添加削弱了有机碳的物理保护过程, 使 LP-C 更多地暴露于土壤中, 增加了土壤微生物对 LP-C 的空间获得性, 提高了土壤碳的矿化速率, 从而使大部分碳仅短暂停留于土壤, 未能稳定于 RP-C^[36-37]。而 UGB 在增加碳输入的同时促进了土壤微生物的群落发展, LP-C 的短暂停留可能无法满足土壤微生物的代谢需求, 从而对 RP-C 含量产生负效应^[27]。氮素添加既改变了植被的群落组成也对土壤的理化性质产生影响, 本研究中长期的氮素添加使土壤 pH 显著降低 (表 1), 酸化环境下, 氢离子通过解析在矿物表面吸附的碱金属离子 (如钙、镁等)降低矿物结合有机碳的稳定性, 造成了 RP-C 的分解损失, 且在酸性条件下, 有利于土壤生物的群落发展, 而土壤生物的活动通常受碳含量的制约, 因此土壤中惰性有机碳随着土壤生物数量的增加而被分解, 从而提高土壤生物的活性, 促进 RP-C 的分解释放^[24, 37]。综上所述, 草甸草原土壤有机碳及其组分含量主要受植被生物量及土壤 pH 调控。

草甸草原生态系统土壤碳氮循环紧密耦合, 氮的持续输入对土壤有机碳的固存与分解产生影响, 目前基于氮输入对环境因子的改变, 提出“共代谢”与“养分挖掘”两种机制^[38], 前者强调了养分输入下新鲜有机碳的固存与分解, 后者强调了养分添加后微生物变化对难降解碳输入与输出的

影响,这两种机制在土壤中可单独存在也可同时存在,因此在以后的研究中应着重于氮素添加下生物与非生物途径的耦合作用,以便更好地预测氮沉降下草甸草原土壤碳组分的变化规律。

4 结论

长期的氮素添加对贝加尔针茅草甸草原土壤有机碳及 RP-C 含量无显著影响,但对土壤碳组分含量的影响有所不同。LP-C 在 N30 和 N100 处理显著增加,EOC 无显著变化,MBC 与 DOC 随氮素添加显著变化,拐点分别出现在 N30 与 N100 处理,说明相比于其他处理,土壤活性有机碳组分在 N30~N100 处理响应敏感;且通过 SI 指数可知,MBC 对长期氮素添加响应更为敏感,能够有效反映长期氮素添加对贝加尔针茅草甸草原土壤碳的影响,可作为本区域有机碳变化的指示碳组分。此外,长期氮素添加通过提高植被生物量与降低土壤 pH 对土壤有机碳及其组分产生正负效应,二者相互作用,共同调控着贝加尔针茅草甸草原土壤有机碳及其组分的含量变化。

参考文献 (References)

- [1] Wen Z, Xu W, Li Q, et al. Changes of nitrogen deposition in China from 1980 to 2018. *Environment International*[J], 2020, 144: 106022.
- [2] Gu F X, Huang M, Zhang Y D, et al. Modeling the temporal-spatial patterns of atmospheric nitrogen deposition in China during 1961—2010[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(12): 3591-3600. [顾峰雪, 黄玫, 张远东, 等. 1961—2010 年中国区域氮沉降时空格局模拟研究[J]. *生态学报*, 2016, 36(12): 3591-3600.]
- [3] Wim D V. Impacts of nitrogen emissions on ecosystems and human health: A mini review[J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2021. 21: 100249.
- [4] Zhu J X, Chen Z, Wang Q F, et al. Potential transition in the effects of atmospheric nitrogen deposition in China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 258: 113739.
- [5] Qiu Q Y, Bender S F, Mgelwa A S, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi mitigate soil nitrogen and phosphorus losses: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 807: 150857.
- [6] Xu Z W, Ren H Y, Li M H, et al. Environmental changes drive the temporal stability of semi - arid natural grasslands through altering species asynchrony[J]. *Journal of Ecology*, 2015, 103(5): 1308-1316.
- [7] Schulte-Uebbing L, de Vries W. Global-scale impacts of nitrogen deposition on tree carbon sequestration in tropical, temperate, and boreal forests: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(2): 416-431.
- [8] Li F Q. Effects of crops and fertilization on soil aggregate size distribution and microbial communities and microbiological mechanisms in soil aggregate formation[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2018. [李凤巧. 作物及施肥对土壤团聚体和微生物种群的影响及团聚体形成的微生物学机制研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2018.]
- [9] Perring M P, Bernhardt-Römermann M, Baeten L, et al. Global environmental change effects on plant community composition trajectories depend upon management legacies[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(4): 1722-1740.
- [10] Xu C H, Xu X, Ju C H, et al. Long-term amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(6): 1170-1180.
- [11] Li J H, Zhang R, Cheng B H, et al. Effects of nitrogen and phosphorus additions on decomposition and accumulation of soil organic carbon in alpine meadows on the Tibetan Plateau[J]. *Land Degradation & Development*, 2020, 32(3): 1467-1477.
- [12] Xu J H, Gao L, Sun Y, et al. Distribution of mineral-bonded organic carbon and black carbon in forest soils of Great Xing'an Mountains, China and carbon sequestration potential of the soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(1): 236-246. [徐嘉晖, 高雷, 孙颖, 等. 大兴安岭森林土壤矿物结合态有机碳与黑碳的分布及土壤固碳潜力[J]. *土壤学报*, 2018, 55(1): 236-246.]
- [13] Tan Z X, Lal R, Izaurralde C, et al. Biochemically protected soil organic carbon at the north appalachina experimental watershed[J]. *Soil Science*, 2004, 169(6): 423-433.

- [14] Wiesmeier M, Urbanski L, Hobbey E, et al. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales[J]. *Geoderma*, 2019, 333: 149-162.
- [15] Gong G R, Zhu C C, Yang L L, et al. Effects of nitrogen addition on above-and belowground litter decomposition and nutrient dynamics in the litter-soil continuum in the temperate steppe of Inner Mongolia, China[J]. *Journal of Arid Environments*, 2020, 172: 104036.
- [16] Zhao W Y G, Hong M, De H S, et al. Effects of long-term different nitrogen addition levels on plant community structure[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2020, 40(1): 141-149. [赵乌英嘎, 红梅, 德海山, 等. 长期不同施氮水平对草原植物群落结构的影响[J]. *西北植物学报*, 2020, 40(1): 141-149.]
- [17] Wu Z D, Hong M, Ma S F, et al. Effects of long-term nutrient addition on meso-micro soil arthropod communities in a *Stipa baicalensis* grassland [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental*, 2022, 28 (6): 1534-154. [武振丹, 红梅, 马尚飞, 等. 长期养分添加对贝加尔针茅草原中小型土壤节肢动物群落的影响[J]. *应用与环境生物学报*, 2022, 28(6): 1534-1541.]
- [18] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [19] Wu C J, Guo J F, Xu E L, et al. Effects of logging residue on composition of soil carbon and activity of related enzymes in soil of a young Chinese fir plantation as affected by residue handling mode[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(6): 1504-1513. [吴传敬, 郭剑芬, 许恩兰, 等. 采伐残余物不同处理方式对杉木幼林土壤有机碳组分和相关酶活性的影响[J]. *土壤学报*, 2019, 56(6): 1504-1513.]
- [20] Wang X, Zhong Z K, Wang J Y, et al. Responses of soil carbon pool of abandoned grassland on the Loess Plateau to two-years warming and increased precipitation[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023,60(2): DOI:10.11766/trxb202106120307. [王兴, 钟泽坤, 王佳懿, 等. 黄土高原撂荒草地土壤碳库对两年增温增雨的响应 [J]. *土壤学报*, 2023, 60(2): DOI:10.11766/trxb202106120307.]
- [21] Chen T, Hao X H, Du L J, et al. Effects of long-term fertilization on paddy soil organic carbon mineralization[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(7): 1494-1500.[陈涛, 郝晓晖, 杜丽君, 等. 长期施肥对水稻土土壤有机碳矿化的影响[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(7): 1494-1500.]
- [22] Riggs C E, Hobbie S E, Bach E M, et al. Nitrogen addition changes grassland soil organic matter decomposition[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 125(2): 203-219.
- [23] Jilling A, Keiluweit M, Gutknecht J L M, et al. Priming mechanisms providing plants and microbes access to mineral-associated organic matter[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 158: 108265.
- [24] Ma S F, Hong M, Zhao B Y N M L, et al. Effects of simulated nitrogen deposition on meso-micro soil fauna communities in meadow steppe[J]. *Soils*, 2021, 53(4): 755-763. [马尚飞, 红梅, 赵巴音那木拉, 等. 模拟氮沉降对草甸草原中小型土壤节肢动物群落的影响[J]. *土壤*, 2021, 53(4): 755-763.]
- [25] Keiluweit M, Bougoure J J, Nico S P, et al. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates[J]. *Nature Climate Change*, 2015, 5(6): 588-595.
- [26] Wang X, Wang M, Tao Y M, et al. Beneficial effects of nitrogen deposition on carbon and nitrogen accumulation in grasses over other species in Inner Mongolian grasslands[J]. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 26: e01507.
- [27] Shen T Y. Nitrogen and phosphorus inputs affect physical protection and chemical stability of soil organic carbon in an alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2018. [沈汀宇. 氮磷添加对青藏高原高寒草甸土壤有机碳物理保护和化学稳定性的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2018.]
- [28] Liu X Q. Effects of drought and nitrogen deposition on soil properties of typical steppe in Inner Mongolia[D]. Huhhot: Inner Mongolia University, 2021. [刘星霁. 干旱与氮沉降对内蒙古典型草原土壤特性的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2021.]
- [29] Liang C, Zhu X F. The soil microbial carbon pump as a new concept for terrestrial carbon sequestration[J]. *Science China(Earth Sciences)*, 2021. 64(4): 545-558.
- [30] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 17105.

- [31] Yue K X, Gong J R, Yu S Y, et al. Effects of litter quality and soil enzyme activity on litter decomposition rate in typical grassland subject to nitrogen addition[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2020, 29(6): 71-82. [岳可欣, 龚吉蕊, 于上媛, 等. 氮添加下典型草原凋落物质量和土壤酶活性对凋落物分解速率的影响[J]. 草业学报, 2020, 29(6): 71-82.]
- [32] Zhang M Y. Effect of nitrogen and litter addition on soil organic carbon pool components in Minjiang River estuary wetland[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2019. [张美颖. 氮和枯落物添加对闽江河口湿地土壤有机碳库组分的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2019.]
- [33] Sparling G P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter[J]. Australian Journal of Soil Research, 1992, 30: 195-207.
- [34] He P, Li Y, Jiang M J, et al. Effects of 14-year continuous nitrogen addition on soil carbon and nitrogen composition and physical structure at different depths in a typical temperate steppe[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(5): 1808-1823. [贺佩, 李悦, 江明斌, 等. 连续氮添加 14 年对温带典型草原土壤碳氮组分及物理结构的影响[J]. 生态学报, 2021, 41(5): 1808-1823.]
- [35] Carney K M, Hungate B A, Drake B G, et al. Altered soil microbial community at elevated CO₂ leads to loss of soil carbon[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2007, 104(12): 4990-4995.
- [36] Ye C L, Chen D M, Hall J S, et al. Reconciling multiple impacts of nitrogen enrichment on soil carbon: Plant, microbial and geochemical controls[J]. Ecology Letters, 2018, 21(8): 1162-1173.
- [37] Tushar C S, Guido I, Riccardo S, et al. Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: Insight from ¹³C NMR spectroscopy[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 117: 175-184.
- [38] Chen R R, Senbayram M, Blagodatsky S, et al. Soil C and N availability determine the priming effect: Microbial N mining and stoichiometric decomposition theories[J]. Global Chang Biology, 2014, 20: 2356-2367.

(责任编辑: 陈荣府)