

## 晋北刈割草地土壤有机氮矿化和真菌多样性特征

王犇<sup>1</sup>, 欧俊<sup>1,2</sup>, 任歆玥<sup>1</sup>, 郝杰<sup>3</sup>, 米佳<sup>1,4\*</sup>, 王常慧<sup>3,5</sup>, 董宽虎<sup>3,5</sup>

(1. 山西大学 黄土高原研究所, 黄土高原生态恢复山西省重点实验室, 山西 太原 030006;

2. 江西省信丰中学, 江西 信丰 341699;

3. 山西农业大学 草业学院, 山西 太谷 030801;

4. 山西亚高山草地生态系统教育部野外科学观测研究站, 山西 宁武 036700;

5. 山西右玉黄土高原草地生态系统定位观测研究站, 山西 右玉 037200)

**摘要:**为探究晋北地区刈割强度对草地土壤有机氮矿化与真菌多样性之间关系的影响,通过对刈割草地进行野外原位土壤氮矿化实验和土壤真菌多样性分析。结果表明:在8月份中度刈割强度下土壤净氮矿化量最高;在整个生长季,土壤净氮矿化量均值大小为中度刈割>重度刈割>轻度刈割>不刈割,生长季土壤净氮矿化量呈现出中度刈割处理最高并显著高于不刈割处理;草地的刈割处理增加了土壤真菌多样性,土壤真菌ACE(Abundance-based Coverage Estimator)指数、Chao指数和Shannon-Wiener指数均在中度刈割强度下达到最大值(分别为737.2、738.5和4.506),Simpson指数在重度刈割强度下达到最大值(0.072);被孢霉门(Mortierellomycota)和被孢霉属(*Mortierella*)会受到当月净硝态氮含量、净氮矿化含量的潜在抑制,附球菌属(*Epicoccum*)与当月净铵态氮含量存在负效应;土壤全碳与子囊菌门(Ascomycota)、赤霉菌属(*Gibberella*)和新赤壳属(*Neocosmospora*)的丰度存在正效应,土壤碳氮比可能会促进小盘菌属(*Pezizella*)的丰度。

**关键词:**农牧交错带;刈割强度;有机氮矿化;土壤真菌群落

中图分类号:S812.2 文献标志码:A 文章编号:0253-2395(2024)05-1068-11

## Soil Organic Nitrogen Mineralization and Fungal Diversity Characteristics of Mowing Grassland in Northern Shanxi Province

WANG Ben<sup>1</sup>, OU Jun<sup>1,2</sup>, REN Xinyue<sup>1</sup>, HAO Jie<sup>3</sup>, MI Jia<sup>1,4\*</sup>, WANG Changhui<sup>3,5</sup>, DONG Kuanhu<sup>3,5</sup>

(1. Institute of Loess Plateau, Shanxi Key Laboratory for Ecological Restoration of Loess Plateau China, Shanxi University, Taiyuan 030006, China;

2. Xinfeng Middle School of Jiangxi Province, Xinfeng 341699, China;

3. College of Grassland Science, Shanxi Agricultural University, Taigu 030801, China;

4. Field Scientific Observation and Research Station of the Ministry of Education for Subalpine Grassland Ecosystem in Shanxi, Ningwu 036700, China;

5. Observation and Research Station for Grassland Ecosystem in the Loess Plateau, Youyu 037200, China)

**Abstract:** In order to investigate the effect of mowing intensity on the relationship between soil organic nitrogen mineralization and fungal diversity in grassland in northern Shanxi Province, soil nitrogen mineralization *in situ* field experiment and soil fungal community analysis were conducted on the mowed grassland. The results showed that soil net nitrogen mineralization was the highest un-

收稿日期:2023-04-18;接受日期:2023-06-26

基金项目:山西省基础研究计划资助项目(202203021211303;202203021221014);国家自然科学基金(31572452)

作者简介:王犇(1998-),男,山西高平人,硕士,研究方向为草地生态学。E-mail:2869183511@qq.com

\* 通信作者:米佳(MI Jia),E-mail:jjiami@sxu.edu.cn

引文格式:王犇,欧俊,任歆玥,等.晋北刈割草地土壤有机氮矿化和真菌多样性特征[J].山西大学学报(自然科学版),2024,47(5):1068-1078. DOI:10.13451/j.sxu.ns.2023120

der moderate mowing intensity in August. The mean values of soil net nitrogen mineralization during the whole growing season from high to low were in the following order: moderate mowing, heavy mowing, light mowing and no mowing. Soil net nitrogen mineralization of moderate mowing treatment was the highest and significantly higher than that in no mowing treatment in the growing season. The diversity of soil fungi community was increased by mowing treatment. The ACE index, Chao index and Shannon-Wiener index reached the maximum under moderate mowing intensity (737.2, 738.5 and 4.506, respectively), and the Simpson index reached the maximum under heavy mowing intensity (0.072). Mortierellomycota and *Mortierella* were inhibited by the net nitrate nitrogen content and net nitrogen mineralization content of the month, while *Epicoccum* had a negative effect on the monthly net ammonium nitrogen content. Soil total carbon significantly promoted the abundance of Ascomycota, *Gibberella* and *Neocosmospora*, while soil C/N ratio promoted the abundance of *Pezizella*.

**Key words:** agro-pasture ecotone; mowing intensity; organic nitrogen mineralization; soil fungal community

## 0 引言

氮素的供应能力是陆地生态系统初级生产力的限制性重要因素,土壤氮的有效性对草地的功能至关重要,在很大程度上取决于有机物分解和解聚为单体的无机氮素<sup>[1]</sup>。土壤氮的有效性依赖于微生物对有机氮的转化,只有当有机氮转化为无机氮时,才会被植物快速吸收<sup>[2]</sup>。土壤氮矿化过程是在微生物的参与下,有机氮转化为铵态氮和硝态氮的过程,矿化过程决定了氮素的可利用性,土壤氮矿化速率的高低可以表征为氮素可利用的指标,影响着草地生态系统的生产力<sup>[3]</sup>。真菌作为土壤微生物中的重要生物组分之一,具有较为丰富的生物数量和较活跃的生理活动,对于土壤氮矿化会产生显著影响,有研究表明,用杀菌剂将大部分真菌去除后,有机物降解速率降低约36%,真菌对于地表有机质的降解作用要大于其他微生物<sup>[4]</sup>。土壤真菌多样性及活性能够有效提高土壤生态系统的稳定性,具有维持土壤正常功能的作用<sup>[5]</sup>。

刈割作为一种草地主要的利用方式,有研究表明,适度刈割可以促进植物物种多样性的增加,使土壤中有机质含量上升<sup>[6]</sup>。刈割不仅能够改变草地植物组成及现存量、凋落物质量、土壤碳氮等元素的输入和转化<sup>[7]</sup>。长期刈割还可以影响到土壤温度和土壤含水量,间接影响土壤真菌的活性和多样性<sup>[8]</sup>。刈割能够显著促进山地草地植物的氮素吸收,降低微生物生物量的碳氮比,进而提高土壤氮素的转化速率<sup>[9]</sup>,也有研究发现刈割在增加土壤温度的同时降低土壤水分含量,使得微生物活性降低,

土壤氮的转化速率下降<sup>[10]</sup>。丛枝菌根真菌可以直接吸收土壤中的铵态氮、硝态氮和氨基酸,从而降低土壤中有效氮的含量<sup>[11]</sup>。同时土壤真菌还能调节土壤有机氮的释放<sup>[12]</sup>。刈割措施改变了草地物种组成、凋落物质量以及土壤表面理化性质等,然而其对草地土壤氮素矿化与土壤真菌群落有何影响尚不十分清楚。

本研究以晋北典型草原生态系统为研究对象,对不同刈割强度下的土壤氮矿化特征和土壤真菌群落结构进行研究,分析刈割对土壤净氮矿化过程和土壤真菌群落结构的影响。为阐明不同刈割强度下草地土壤氮素矿化过程与土壤真菌多样性提供科学数据支持。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

本实验站位于山西省朔州市右玉县威远镇后所堡村(北纬39.998°,东经112.336°,海拔1348 m),占地约20 hm<sup>2</sup>,属于北方农牧交错带,以温带大陆性季风气候为主,年平均气温为4.2℃,年平均降水量为410 mm;右玉县草地是低地草甸,属于暖温带半干旱草地生态系统;赖草(*Leymus secalinus*)是研究区的优势种,常见植物还有碱蓬(*Suaeda glauca*)、碱茅(*Puccinellia distans*)、蒲公英(*Taraxacum mongolicum*)、碱地风毛菊(*Saussurea runcinata*)、鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)等<sup>[13]</sup>。

### 1.2 实验方法

#### 1.2.1 实验设计

从2017年开始对草地进行刈割处理<sup>[14]</sup>。每年8月中旬用手动割草机进行刈割,并将草屑移出样地外,通过随机区组设计,共设置4个刈割

强度,分别为:不刈割(No Mowing, NM)、轻度刈割(Light Mowing, LM)、中度刈割(Moderate Mowing, MM)和重度刈割(Heavy Mowing, HM),轻度、中度、重度刈割留茬高度依次为10 cm、5 cm、2 cm。每种刈割强度重复4次,共16个小区,每个小区面积为2 m×12 m,间隔1 m。

### 1.2.2 土壤取样与指标测定

2021年8月用直径为3 cm的土钻在每个小区内垂直钻取3钻土壤表层(0~10 cm)土壤(取样时间为上午9:00—11:00),混匀后装入标记好的自封袋中,土壤样品在实验室过2 mm筛,去除根系、砾石等杂物,封装好备用。用元素分析仪(vario EL/MACRO cube, Elementar, Hanau, Germany)测定风干土壤的全氮(TN)和全碳(TC);另取新鲜土样经0.5 mol·L<sup>-1</sup>的K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>溶液浸提后,用流动分析仪(FIAstar 5000 Analyzer, Foss Tecator, Denmark)测定硝态氮含量;另外将部分土样放于-20℃冰箱中冷冻保存,用来测定土壤真菌群落结构。土壤水分含量使用TDR-200(Spectrum Technologies, Plainfield, USA)在取土的同时进行测量。

### 1.2.3 土壤净氮矿化测定

利用野外原位土壤培养法进行测定,2021年4月开始在刈割平台实验区进行埋管。在每个小区的取样区,先齐地面修剪地上的植物,将凋落物清除干净,然后将两根长度为10 cm,内径为5 cm的PVC管尖端朝下,用锤头垂直砸入土中,尽量不破坏土壤的原始结构,PVC管顶部与地面平齐,封盖培养30 d,以30 d作为一个周期。培养后用钳子将PVC管垂直地面夹出,取出管内土壤装入提前标记好的自封袋,

两管土装于袋内混合均匀。在取样点附近再次按照以上方法将PVC管埋下用以培养下一个周期土壤。同时,在距取样的PVC管3 cm~5 cm处,同样用内径为5 cm的土钻取0~10 cm深的对照土样,每个小区取3钻土装入提前标记好的自封袋中,并混合均匀作为该管培养前的初始土壤。

分别称取10 g过筛完的新鲜管土和对照土样品,装入小方瓶,每个方瓶加入50 mL 0.5 mol/L的硫酸钾溶液(土液比1:5)进行浸提,盖紧瓶盖摇匀,随后放入摇床(200±20 r/min)20℃振荡0.5 h,静置一段时间后用定量滤纸过滤,将所得滤液用离心管封装,放入-20℃冰箱保存。使用间断化学分析仪(CleverChem 380 Plus)测量铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)的含量,计算在一定时间内累积的氮矿化量和净氮矿化速率。

### 1.2.4 DNA提取、PCR扩增及高通量测序

本实验有4个刈割处理,每个处理有4次重复小区,每个小区样方内取鲜土测定土壤微生物群落结构,共有16份土壤鲜土样品。通过E. Z. N. A.® soil DNA kit对每一份土壤鲜土样品进行土壤真菌DNA提取,使用质量分数1%的琼脂糖凝胶电泳检测DNA的提取质量,然后对真菌进行聚合酶链式反应(Polymerase Chain Reaction, PCR)扩增,其引物为ITS1F(5'-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3')和ITS2R(5'-GCTGCGTTCTTCATCGATGC-3'),将相同样本的PCR产物混合均匀后进行产物鉴定、纯化和定量后将获得的DNA样品用Illumina公司的Miseq PE 300/NovaSeq PE 250平台进行测序。

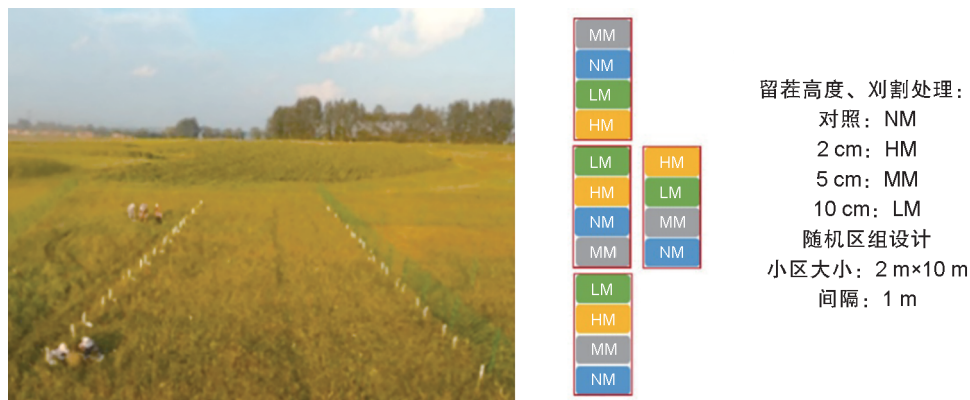


图1 研究区实验设计

Fig. 1 Experimental design of the study area

### 1.3 数据处理与统计分析

对间断化学分析仪测得的结果进行计算,公式如下:

$$C_{Amm} = C_{Amm}(\text{培养后}) - C_{Amm}(\text{培养前}), \quad (1)$$

$$C_{Nit} = C_{Nit}(\text{培养后}) - C_{Nit}(\text{培养前}), \quad (2)$$

$$C_{Nmin} = C_{Amm} + C_{Nit}, \quad (3)$$

其中  $C_{Amm}$  表示净铵态氮含量,  $C_{Amm}(\text{培养前})$  表示培养前铵态氮含量,  $C_{Amm}(\text{培养后})$  表示培养后铵态氮含量,  $C_{Nit}$  表示净硝态氮含量,  $C_{Nit}(\text{培养前})$  表示培养前硝态氮含量,  $C_{Nit}(\text{培养后})$  表示培养后样品硝态氮含量;  $C_{Nmin}$  表示净矿化量。

$$R_{amm} = C_{Amm}/t, \quad (4)$$

$$R_{nit} = C_{Nit}/t, \quad (5)$$

$$R_{min} = C_{Nmin}/t, \quad (6)$$

$R_{amm}$  表示铵化速率;  $R_{nit}$  表示硝化速率;  $R_{min}$  表示净氮矿化速率;  $t$  代表培养时间。

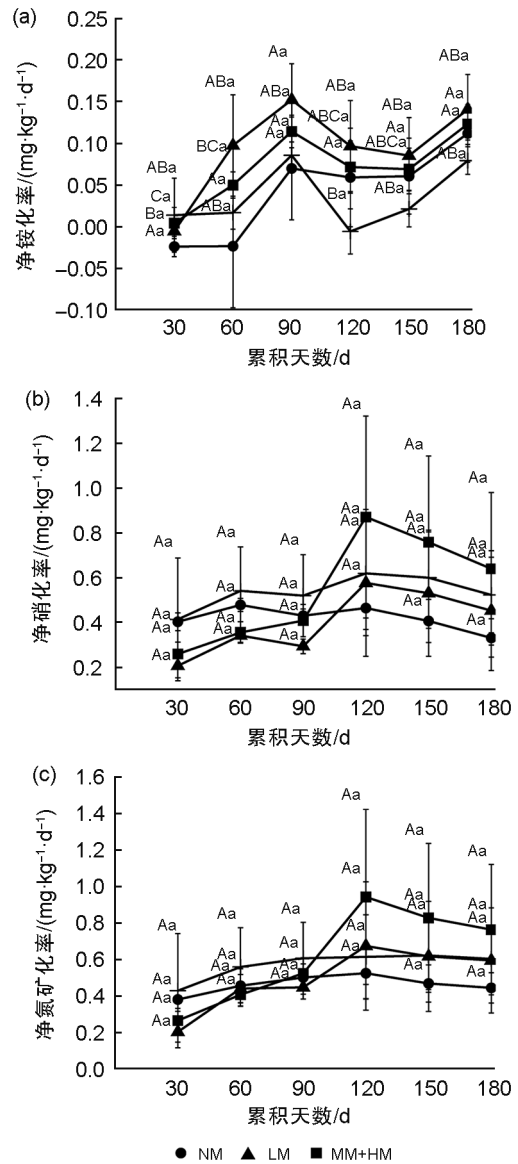
使用 Excel 2021 进行原始数据整理,使用 SPSS 24.0 进行单因素分析,用 Duncan 方法进行显著性比较,差异显著水平定义为  $P=0.05$ 。利用 Mothur 1.30.2 计算土壤真菌群落的  $\alpha$  多样性指数 (Shannon-Wiener 指数、Chao 指数、Simpson 指数和 ACE 指数),使用 R (ver.3.3.1) 对土壤因子和真菌多样性进行相关性分析并作图,其他结果使用 Origin 9.0 作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 刈割强度对土壤净氮矿化速率的影响

不同刈割强度下累积铵态氮对累积时间的响应存在差异(图 2(a)),整体上累积净铵化率随着累积时间先增加,在 90 d 时累积净铵化速率最大,随后又降低,在 150 d 后累积速率再增加。整体上矿化速率在不同的刈割处理大小为  $LM > MM > HM > NM$ 。在轻度刈割处理下,累积 90 d 的净铵化率显著高于 30 d ( $P < 0.05$ ),但与其他累积时间不显著。在中度刈割处理下,累积 180 d 的净铵化率显著高于 60 d 和 30 d ( $P < 0.05$ ),而在重度刈割处理下,累积 90 d 的净铵化率显著高于累积 120 d ( $P < 0.05$ ),累积 120 d 的铵态氮矿化速率最低。

净硝态氮矿化速率和净氮矿化速率在不同累积时间下均无显著性差异(图 2(b)、(c)),但随累积时间都呈现先升高后降低的趋势,在



A:净铵化速率,B:净硝化速率,C:净氮矿化速率。

图2 刈割强度对土壤净铵化速率、净硝化速率和净氮矿化速率的影响

注:不同大写字母代表同一刈割强度不同累积时间之间的差异显著,不同小写字母代表同一累积时间不同刈割强度下的差异显著,显著水平均为  $P=0.05$ 。

Fig. 2 Effects of mowing intensity on ammonium rate, nitrification rate and net nitrogen mineralization rate

Note: Different uppercase letters represent the significant difference between the same mowing intensity and different accumulation time, and different lowercase letters represent the significant difference between the same accumulation time and different mowing intensity, and the significant level is  $P=0.05$ .

120 d 的矿化速率达到最高。在不刈割和重度刈割处理下,整个培养期间净硝化率和净氮矿化率变化较小;在轻度和中度刈割处理下,尤

其是在90—120 d,矿化速率上升较快。

## 2.2 刈割强度对土壤净氮矿化量和季节动态的影响

土壤净铵态氮含量表现出显著的季节变化(图3(a))。结果显示,从5月到10月土壤净铵态氮含量总体上呈现出先增加后降低再升高的趋势。在4种刈割强度下土壤净铵态氮含量峰值均出现在10月份,为11.63 mg/kg,不同刈割强度下土壤净铵态氮含量均值变化大小为LM(12.54 mg/kg) > MM(11.83 mg/kg) > HM(11.09 mg/kg) > NM(11.04 mg/kg);最小值均出现在8月份,为-2.84 mg/kg,不同刈割强度下土壤净铵态氮含量均值变化大小为NM(0.81 mg/kg) > MM(-1.69 mg/kg) > LM(-2.09 mg/kg) > HM(-8.34 mg/kg)。在轻度刈割强度下,10月份的净铵态氮含量(12.54 mg/kg)显著高于9月(1.20 mg/kg)、5月(-0.15 mg/kg)和8月(-2.09 mg/kg),与7月(7.86 mg/kg)和6月(6.02 mg/kg)差异不显著。在不刈割、中度和重度刈割强度下,10月份的净铵态氮含量显著高于除7月份以外的其他月份。

土壤净硝态氮含量表现出明显的季节变化(图3(b)),结果表明,在4种刈割强度下,8月份的土壤净硝态氮含量均值显著大于其他月

份,其均值大小为8月(38.72 mg/kg) > 6月(16.13 mg/kg) > 7月(11.42 mg/kg) > 9月(10.15 mg/kg) > 5月(9.63 mg/kg) > 10月(1.54 mg/kg),不同刈割强度在8月份的土壤净硝态氮含量均值大小为MM(67.66 mg/kg) > LM(42.70 mg/kg) > HM(27.50 mg/kg) > NM(17.00 mg/kg);土壤净硝态氮含量最小值出现在10月份,均值为1.54 mg/kg,不同刈割强度下的土壤净硝态氮含量均值大小为HM(4.18 mg/kg) > LM(1.94 mg/kg) > MM(1.42 mg/kg) > NM(-1.37 mg/kg)。

各月土壤净氮矿化量的结果显示不同刈割强度在8月和9月的土壤净氮矿化量存在显著差异(图4(a)),在8月份中度刈割处理下土壤净氮矿化量最高并且显著高于不刈割和重度刈割处理( $P < 0.05$ );在9月份重度刈割处理下土壤净氮矿化量最高并且轻、中和重度刈割处理都显著高于不刈割处理( $P < 0.05$ );其他月份不同刈割处理间的差异不显著( $P > 0.05$ )。

同一刈割强度不同月份之间土壤净氮矿化量也存在显著差异(图4(a)),不刈割处理在6月和7月的土壤净氮矿化量显著高于9月和10月( $P < 0.05$ );轻度刈割处理下,8月的土壤净氮矿化量最高并且显著高于其他月份( $P < 0.05$ );中度刈割处理下,土壤净氮矿化量在8

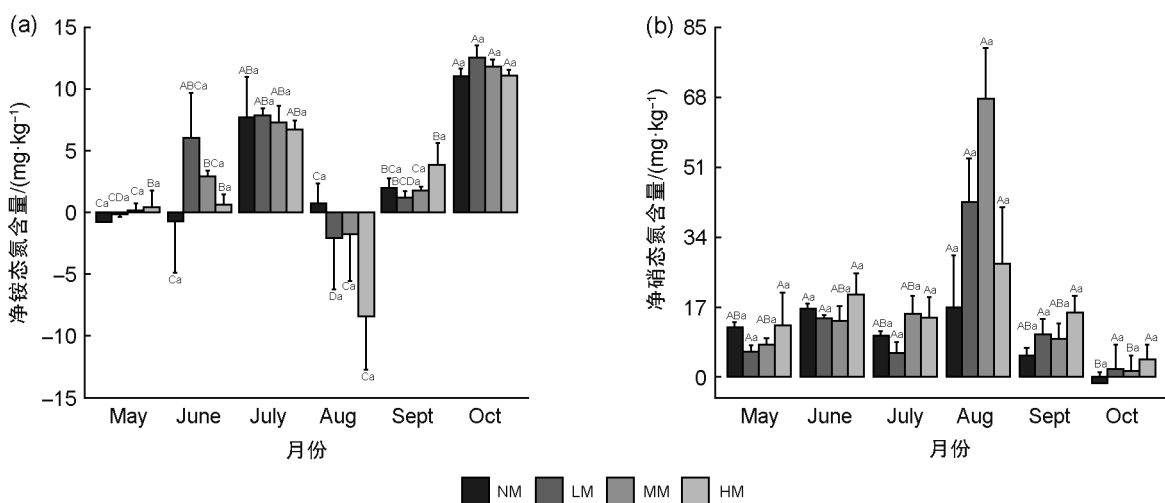


图3 不同刈割强度下生长季土壤净铵态氮和硝态氮含量

注:不同大写字母代表同一刈割强度不同月份之间的差异显著,不同小写字母代表同一月份不同刈割强度下差异显著,显著水平均为 $P=0.05$ 。

Fig. 3 Soil net ammonium nitrogen and net nitrate nitrogen content under different mowing intensities in the growing season

Note: Different capital letters represent the significant difference between the same mowing intensity in different months, and different lowercase letters represent the significant difference under different mowing intensity in the same month, the significant level is  $P=0.05$ .

月的最高并且显著高于其他月份( $P<0.05$ );重度刈割处理下,各月间的土壤净氮矿化量差异都不显著( $P>0.05$ )。

土壤净氮矿化季节变化均值大小为8月(35.88 mg/kg) > 7月(18.81 mg/kg) > 6月(18.33 mg/kg) > 10月(13.17 mg/kg) > 9月(12.36 mg/kg) > 5月(9.55 mg/kg)。在8月份中度刈割强度下土壤净氮矿化量最高,为65.98 mg/kg;在最低月10月份,土壤净氮矿化量均值大小依次为重度刈割(15.27 mg/kg) > 轻度刈割(14.48 mg/kg) > 中度刈割(13.25 mg/kg) > 不刈割(9.67 mg/kg)。

通过分析逐月的累积净氮矿化量的结果表明(图4(b)),5月、6月、7月和8月不同刈割处理间的差异不显著( $P>0.05$ ),在5月、6月和7月重度刈割处理累积净氮矿化量最高;在8月、9月和10月中度刈割处理累积净氮矿化量最高,不刈割处理累积净氮矿化量最低。从各月份累积净氮矿化量结果来看,不刈割处理下,6月和7月显著高于前一月的累积净氮矿化量( $P<0.05$ ),8月、9月和10月之间的累积净氮矿化量差异不显著( $P>0.05$ );轻度和中度刈割处理趋势相同,6月、7月和8月显著高于前一月的累积净氮矿化量( $P<0.05$ );重度刈割处理下,6月和7月显著高于前一月的累积净氮矿化量( $P<0.05$ ),10月份显著高于7月份( $P<0.05$ )。

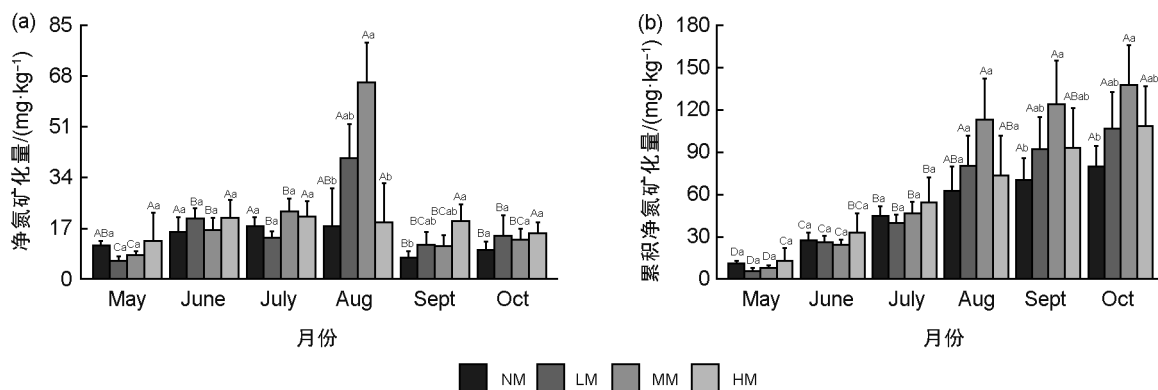


图4 不同刈割强度下土壤净氮矿化量及季节动态差异

注:不同大写字母代表同一刈割强度不同月份之间的差异显著,不同小写字母代表同一月份不同刈割强度下差异显著,显著水平均为 $P=0.05$ 。

Fig. 4 Soil net nitrogen mineralization and cumulative net nitrogen mineralization under different mowing intensity treatments during the whole growing season

Note: Different capital letters represent the significant difference between the same mowing intensity in different months, and different lowercase letters represent the significant difference under different mowing intensity in the same month, the significant level is  $P=0.05$ .

通过双因素方差分析来研究刈割强度和月份对土壤氮矿化的影响,结果表明(表1),刈割强度对土壤净铵态氮、净硝态氮和净氮矿化含量均无显著影响。月份对土壤净铵态氮量、净硝态氮量和净氮矿化量均有显著影响( $P<0.05$ ),刈割强度和月份二者之间的交互作用对土壤净铵态氮、净硝态氮和净氮矿化含量均无显著影响( $P>0.05$ )。

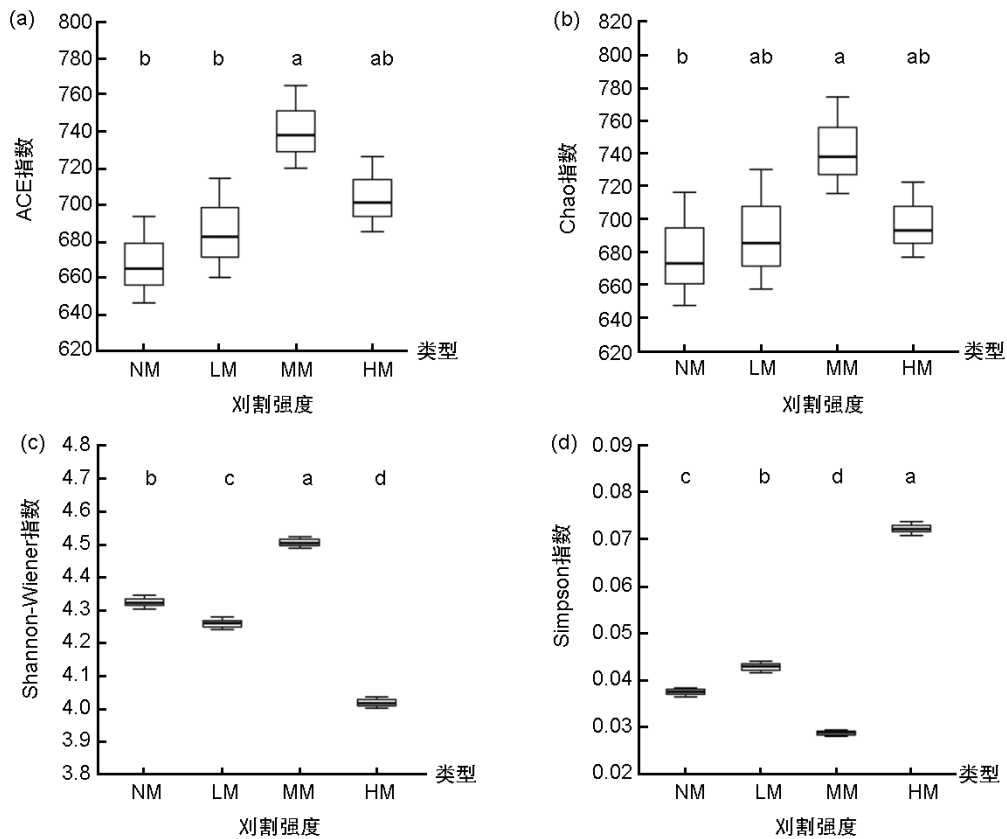
表1 刈割强度、月份及其交互作用对土壤净铵态氮、净硝态氮和净氮矿化影响的双因素方差分析

Table 1 Two-way ANOVA of effects of mowing intensity, months and their interactions on soil ammonium, nitrate and net nitrogen mineralization

因素	净铵态氮量		净硝态氮量		净氮矿化量	
	F	P	F	P	F	P
刈割强度	0.798	0.499	0.398	0.755	0.360	0.782
月份	24.302	0.001	2.863	0.021	2.400	0.035
刈割强度×月份	1.003	0.462	0.402	0.974	0.885	0.616

### 2.3 刈割强度对真菌群落 $\alpha$ 多样性的影响

真菌群落丰富度指数(ACE指数和Chao指数)均随刈割强度呈现出先增加后降低的趋势,并且都在中度刈割处理下达到最大值,分别为737.2和738.5(图5)。中度刈割处理下的真菌群落的ACE指数显著高于轻度刈割和不刈割( $P<0.05$ ),Chao指数显著高于不刈割( $P<0.05$ ),其它样地之间两个丰富度指数差异不显著( $P>0.05$ )(图5(a)、(b))。刈割



注:NM:不刈割;LM:轻度刈割;MM:中度刈割;HM:重度刈割。不同小写字母表示不同刈割强度之间的差异显著( $P < 0.05$ )。

图5 刈割样地真菌群落多样性指数

Fig. 5 Fungal community diversity index of mowing

对真菌群落 Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数均有显著影响(图 5(c)、(d)), Shannon-Wiener 指数随着刈割强度先显著降低后又显著增加再显著降低,在中度刈割强度达到最大值(4.506),在重度刈割强度达到最小值(4.019)。真菌群落的优势度(Simpson 指数)变化则与其他多样性指数不同,随着刈割强度先显著增加后又显著降低再显著增加,在重度刈割处理下最大(0.072),在中度刈割处理下最小(0.029)。

#### 2.4 优势真菌类群丰度与土壤环境因子和微生物多样性的相关性

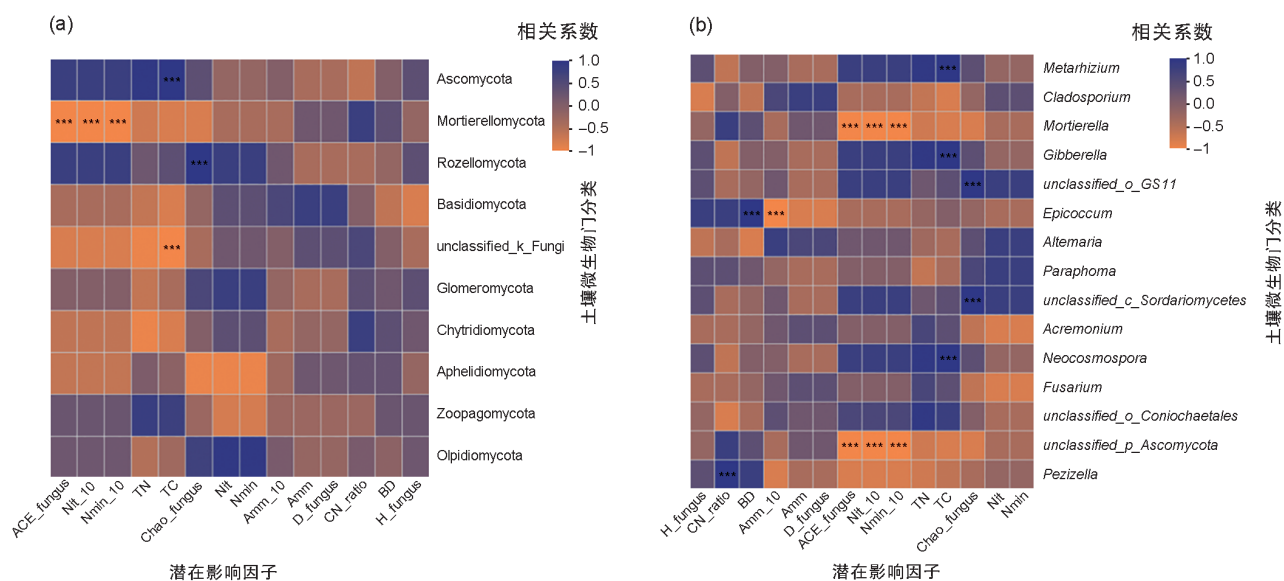
经过质量筛选及最小样本序列数抽平后,共产生 30 272 条有效真菌序列用于分析,按照 97% 相似性将其聚类为 1 域 1 界 10 门 37 纲 86 目 174 科 314 属 457 种 1018 OTU。在门水平下,被孢霉门(Mortierellomycota)与真菌 ACE 指数、当月净硝态氮含量、净氮矿化含量均呈显著负相关( $P < 0.001$ );土壤全碳与子囊菌门(Asco-

mycota)呈显著正相关( $P < 0.001$ );而罗兹菌门(Rozellomycota)则与真菌 Chao 丰富度呈显著正相关( $P < 0.001$ )。在属水平下,小盘菌属(*Pezizella*)与土壤碳氮比显著相关( $P < 0.001$ );附球菌属(*Epicoccum*)与土壤容重呈显著正相关( $P < 0.001$ ),而与当月净铵态氮含量呈显著负相关( $P < 0.001$ );被孢霉属(*Mortierella*)与真菌 ACE 指数、当月净硝态氮含量、净氮矿化含量均呈显著负相关( $P < 0.001$ );绿僵菌属(*Metarhizium*)、赤霉菌属(*Gibberella*)和新赤壳属(*Neocosmospora*)则与土壤总碳存在显著正相关( $P < 0.001$ )。

### 3 讨论

#### 3.1 净氮矿化率和无机氮净积累量对刈割强度的响应

土壤氮矿化具有较强的时空异质性,受温度、水分、土地利用类型调控,不同生态系统间氮矿化差异显著,全球平均为  $2.41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,随



注:A:门水平;B:属水平。“\*\*\*”表示在 $P=0.001$ 水平下相关性显著。ACE\_fungus:真菌ACE指数;Nit\_10:当月净硝态氮含量;Nmin\_10:当月净氮矿化含量;TN:土壤全氮;TC:土壤全碳;Chao\_fungus:真菌Chao指数;Nit:净硝态氮量;Nmin:净氮矿化量;Amm\_10:当月净铵态氮含量;Amm:净铵态氮量;D\_fungus:真菌Simpson指数;CN\_ratio:土壤碳氮比;BD:土壤容重;H\_fungus:真菌Shannon-Wiener指数。

图6 刈割梯度下优势真菌类群丰度与土壤环境因子和土壤微生物多样性的相关性

Fig. 6 Correlation analysis of soil environmental factors, soil microbial diversity and dominant fungal community under mowing gradient

纬度和海拔的增加而显著降低<sup>[15]</sup>。在我国陆地生态系统中,土壤净氮矿化的平均值在 $(2.78 \pm 0.18) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,农田生态系统土壤净氮矿化值最高,达到 $(3.08 \pm 0.20) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,其次是森林生态系统,为 $(2.35 \pm 0.42) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,而草地平均仅有 $(0.57 \pm 0.13) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ <sup>[16]</sup>。在我们的研究中,土壤净氮矿化均值为 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,其中铵态氮为 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,硝态氮为 $0.49 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,略低于全国草地的平均值,且在中度刈割处理下土壤氮的矿化能力最高 $(0.76 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$ 。

本研究中土壤净氮矿化量以净硝态氮为主,净铵态氮值远远低于净硝态氮,这与扈明媛等的研究结果相似,铵态氮和硝态氮占净氮矿化的比例在不同季节差异很大<sup>[17]</sup>。我们可以看出,在整个生长季土壤净铵态氮和净硝态氮对刈割处理的响应完全相反。这可能是在生长季前期,每个刈割处理下土壤的总氮库含量保持基本不变,前期土壤净铵态氮积累速率快,已经过氨化作用的无机氮很少再发生硝化作用转化成硝态氮,而硝态氮受低温的影响,分解有机氮的硝化细菌活性低,从而导致净硝态氮的积累率低于净铵态氮的积累率,土壤净

铵态氮和硝态氮发生短暂的“互补”作用<sup>[16]</sup>。在生长旺季(8月),土壤净硝态氮累积量快速上升,此时铵态氮大量硝化成为硝态氮,在中度刈割处理下对土壤净硝态氮产生影响,因此中度刈割下的土壤净硝态氮累积量最高。

土壤净氮矿化率能够反映出土壤对植物氮素的供应能力<sup>[18]</sup>。生长季初期和中期的个别处理,土壤累积净铵化率出现负值,净铵态氮的积累也出现了负值,在不刈割和轻度刈割处理下,净铵态氮出现负增长。在累积90天时土壤净铵化率显著上升。之后土壤净铵化率有所下降,但均在0以上,说明土壤净铵态氮仍在增长,但是增长速度变缓。说明刈割促进了土壤净铵态氮的增长,且轻度刈割下有利于土壤净铵态氮的生成。土壤净硝态氮的大小为中度刈割 > 重度刈割 > 不刈割 > 轻度刈割。在累积90天前,各刈割处理下的土壤净硝化率和净矿化率表现存在差异,中度刈割处理明显加快了土壤净硝化过程和氮矿化过程。Luo等的研究中发现刈割与添加氮素互作实验不会影响土壤氮矿化,可能与环境条件、土壤氮素水平以及土壤微生物呼吸代谢等之间的调控过程有关<sup>[19]</sup>。

### 3.2 不同刈割强度下土壤氮矿化的季节动态

在温度、降水和微生物等的共同调控下,土壤氮矿化过程形成了特定的季节动态,净氮矿化、硝化和反硝化潜力以及微生物生物量均在夏季增加<sup>[20]</sup>。土壤净氮矿化对不同季节的响应有所差异,有研究表明土壤无机氮库和净氮矿化均在8月达到峰值<sup>[21]</sup>。我们的研究结果表明,月份会显著影响土壤净氮矿化、净铵态氮和净硝态氮量以及累积量(图3—图4)。土壤净氮矿化量在生长季初期随月份逐渐升高,在8月份达到高值,随后在9和10月份又降低,土壤净硝态氮含量决定了这种变化趋势。累积净氮矿化量则随着培养时间延长而逐渐递增,这可能是由于植株对于土壤无机氮吸收不充分造成的,土壤无机氮浓度越高,在一定程度上就会抑制有机氮的进一步矿化,因此培养时间越长,土壤净氮矿化率越低<sup>[22]</sup>。

本研究中10月(生长季末期)的净铵态氮含量以及累积量显著高于5月(生长季初期),但在8月(生长旺季)的净铵态氮含量低于其他月份,出现了负值,但同月净硝态氮含量最高,且在各个月份中净铵态氮与净硝态氮呈现相反的变化趋势,这可能是发生了氮固持现象。Yan等的研究同样发现8月存在硝态氮固定现象<sup>[21]</sup>。本研究发现在重度刈割下土壤8月份的累积净铵态氮含量是负值,这与8月份土壤同处理下的净铵态氮迅速下降,而净硝态氮迅速上升有关。这可能是在7月份的土壤温度和含水量对土壤微生物比较适宜,土壤微生物活性较高,土壤有机氮氨化成铵态氮后又通过自养细菌的硝化作用转变成硝态氮<sup>[21]</sup>。土壤硝态氮相应降低,这可能与在土壤温度较低时铵态氮不易转化为硝态氮有关<sup>[23]</sup>。

### 3.3 不同刈割处理下草地土壤真菌多样性特征

刈割可以通过提高空间异质性改变种间关系从而改变群落的多样性<sup>[12]</sup>。微生物 $\alpha$ 多样性被用来描述单一生境或处理下的微生物群落组成<sup>[24]</sup>, Shannon-Wiener指数和Simpson指数都能反映群落物种组成的丰富度和均匀度,但前者主要反映了物种间个体分配的均匀程度,与丰富度关系密切,而后者则反映了随机取样的个体属于不同物种的概率,对富集种更敏感<sup>[25]</sup>。

土壤真菌多样性受土壤水分的影响,在内蒙古地区从草原、荒漠草原到沙漠由湿润到干旱的梯度下,土壤真菌的多样性显著降低<sup>[26]</sup>。不同的利用方式对土壤真菌多样性的影响不同,与放牧和围封相比,刈割的物种丰富度指数、均匀度指数和优势度指数更低<sup>[27]</sup>。在我们的研究中,刈割会改变土壤真菌的群落结构和组成,增加真菌群落多样性(图5)。在刈割处理下,土壤真菌ACE指数和Chao指数均高于不刈割处理。本研究中的结果显示,在中度刈割强度下,土壤真菌的Shannon-Wiener指数为最大,说明在该强度下真菌菌群之间的个体分配更均匀;在重度刈割强度下,真菌的Simpson指数最大,说明重度刈割强度下真菌群落优势种发生改变。

### 3.4 土壤真菌优势类群对刈割草地环境因子的响应

土壤代谢活性的变化通常与微生物群落组成的变化有关,作为土壤养分的全碳、全氮以及无机氮会影响真菌群落组成<sup>[28]</sup>。在真菌群落中,被孢霉门(Morlierellomycota)和被孢霉属(*Morliera*)与真菌ACE指数、当月净硝态氮含量、当月净氮矿化含量均成极显著负相关关系,被孢霉类真菌是土壤中主要的分解者,会影响到真菌群落丰富度和氮矿化过程<sup>[29]</sup>;而随着土壤全碳含量的增加,土壤中碳源含量也在不断升高,有利于子囊菌门的生长与繁殖<sup>[30]</sup>,这和我们的研究结果一致(图6),另外我们发现除了子囊菌门(Ascomycota)与土壤全碳存在相关关系,绿僵菌属(*Metarhizium*)、赤霉菌属(*Gibberella*)和新赤壳属(*Neocosmospora*)都与土壤全碳关系密切;而罗兹菌门(Rozellomycota)则对真菌Chao丰富度(Chao\_fungus)有显著影响;土壤碳氮比通常和养分有效性联系在一起,会影响到真菌的群落结构组成<sup>[31]</sup>,在我们的研究中,小盘菌属(*Pezizella*)与土壤碳氮比显著相关,附球菌属(*Epicoccum*)与土壤容重和当月净铵态氮含量呈显著关系。综合上述分析发现,真菌影响的主要是土壤累积净硝态氮和无机氮、全碳和容重,对净铵态氮影响不大。而被孢霉类真菌影响了当月无机氮,优势菌主要影响的是真菌的丰富度。

## 4 结论

(1)轻度刈割处理下的土壤净铵态氮以及净铵化率最高,而中度刈割处理下的土壤净硝态氮和净硝化率最高。月份对土壤氮矿化具有显著影响,存在明显的季节效应。中度刈割显著促进了土壤的氮矿化。

(2)刈割处理会增加真菌群落多样性。真菌群落 ACE 指数、Chao 指数和 Shannon-Wiener 指数均在中度刈割强度下达到最大值, Simpson 指数在重度刈割强度下达到最大值。

(3)被孢霉门和被孢霉属的丰度与当月净硝态氮含量和净氮矿化含量可能存在负效应;附球菌属的丰度与当月净铵态氮含量负相关。土壤全碳与子囊菌门、赤霉菌属和新赤壳属的丰度存在正效应;土壤碳氮比与小盘菌属的丰度存在正效应。

### 参考文献:

- [1] ELSER J J, BRACKEN M E S, CLELAND E E, *et al.* Global Analysis of Nitrogen and Phosphorus Limitation of Primary Producers in Freshwater, Marine and Terrestrial Ecosystems[J]. *Ecol Lett*, 2007, **10**(12): 1135–1142. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x.
- [2] NÄSHOLM T, EKBLAD A, NORDIN A, *et al.* Boreal Forest Plants Take up Organic Nitrogen[J]. *Nature*, 1998, **392**(6679): 914–916. DOI: 10.1038/31921.
- [3] HUYGENS D, RÜTTING T, BOECKX P, *et al.* Soil Nitrogen Conservation Mechanisms in a Pristine South Chilean *Nothofagus* Forest Ecosystem[J]. *Soil Biol Biochem*, 2007, **39**(10): 2448–2458. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.04.013.
- [4] VAN DEN BERG L J, JONES L, SHEPPARD L J, *et al.* Evidence for Differential Effects of Reduced and Oxidised Nitrogen Deposition on Vegetation Independent of Nitrogen Load[J]. *Environ Pollut*, 2016, **208**(Pt B): 890–897. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.09.017.
- [5] 王金成,井明博,周天林,等.黄土高原沟壑区人工沙棘林生长年限对土壤微生物组成的影响[J].干旱地区农业研究, 2015, **33**(2): 253–260. DOI: 10.16302/j.cnki.1000-7601.2015.02.041.
- WANG J C, JING M B, ZHOU T L, *et al.* Effects of Different Aged Artificial Seabuckthorn Forests on Soil Microbial-composition in the Gully Region Loess Plateau, China[J]. *Agric Res Arid Areas*, 2015, **33**(2): 253–260. DOI: 10.16302/j.cnki.1000-7601.2015.02.041.
- [6] LI J Y, ZHANG Q C, LI Y, *et al.* Effects of Long-term Mowing on the Fractions and Chemical Composition of Soil Organic Matter in a Semiarid Grassland[J]. *Biogeosciences*, 2017, **14**(10): 2685–2696. DOI: 10.5194/bg-14-2685-2017.
- [7] HOU S L, YIN J X, SISTLA S, *et al.* Long-term Mowing did not Alter the Impacts of Nitrogen Deposition on Litter Quality in a Temperate Steppe[J]. *Ecol Eng*, 2017, **102**: 404–410. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.02.057.
- [8] YANG Z P, MINGGAGUD H, BAOYIN T, *et al.* Plant Production Decreases Whereas Nutrients Concentration Increases in Response to the Decrease of Mowing Stubble Height[J]. *J Environ Manag*, 2020, **253**: 109745. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109745.
- [9] ROBSON T M, BAPTIST F, CLÉMENT J C, *et al.* Land Use in Subalpine Grasslands Affects Nitrogen Cycling via Changes in Plant Community and Soil Microbial Uptake Dynamics[J]. *J Ecol*, 2010, **98**(1): 62–73. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01609.x.
- [10] WANG C H, BUTTERBACH-BAHL K, HAN Y, *et al.* The Effects of Biomass Removal and N Additions on Microbial N Transformations and Biomass at Different Vegetation Types in an Old-field Ecosystem in Northern China[J]. *Plant Soil*, 2011, **340**(1): 397–411. DOI: 10.1007/s11104-010-0611-z.
- [11] WHITESIDE M D, TRESEDER K K, ATSATT P R. The Brighter Side of Soils: Quantum Dots Track Organic Nitrogen Through Fungi and Plants[J]. *Ecology*, 2009, **90**(1): 100–108. DOI: 10.1890/07-2115.1.
- [12] NICOLÁS C, MARTIN-BERTELSEN T, FLOUDAS D, *et al.* The Soil Organic Matter Decomposition Mechanisms in Ectomycorrhizal Fungi are Tuned for Liberating Soil Organic Nitrogen[J]. *ISME J*, 2019, **13**(4): 977–988. DOI: 10.1038/s41396-018-0331-6.
- [13] 王惠玲,刁华杰,崔乐乐,等.北方农牧交错带典型草地土壤呼吸及其组分对刈割强度的响应[J].草地学报, 2020, **28**(5): 1403–1411. DOI: 10.11733/j.issn.1007-0435.2020.05.027.
- WANG H, DIAO H, CUI L, *et al.* Response of Soil Respiration and Its Components to Mowing Intensities in a Typical Grassland in the Agro-pastoral Ecotone of Northern China[J]. *Acta Agrestica Sinica*, 2020, **28**(5): 1403–1411. DOI: 10.11733/j.issn.1007-0435.2020.05.027.
- [14] 崔乐乐.不同刈割强度对北方农牧交错带草地生态系统土壤呼吸的影响[D].山西农业大学, 2019. DOI: 10.27285/d.cnki.gsxnu.2019.000270.
- CUI L. Effects of Different Moving Intensities on Soil Respiration in Grassland Ecosystem of Northern Agro-

- pastoral Ecotone[D]. Shanxi Agricultural University, 2019. DOI:10.27285/d.cnki.gsxnu.2019.000270.
- [15] LIU Y, WANG C H, HE N P, *et al.* A Global Synthesis of the Rate and Temperature Sensitivity of Soil Nitrogen Mineralization: Latitudinal Patterns and Mechanisms[J]. *Glob Chang Biol*, 2017, **23**(1): 455–464. DOI: 10.1111/gcb.13372.
- [16] LIU Y, HE N, WEN X, *et al.* Patterns and Regulating Mechanisms of Soil Nitrogen Mineralization and Temperature Sensitivity in Chinese Terrestrial Ecosystems [J]. *Agric Ecosyst Environ*, 2016, **215**: 40–46. DOI: 10.1016/j.agee.2015.09.012.
- [17] 扈明媛, 袁野, 戴晓琴, 等. 亚热带人工林乔灌草根际土壤氮矿化特征[J]. *植物生态学报*, 2020, **44**(12): 1285–1295. DOI: 10.17521/cjpe.2020.0225.
- HU M Y, YUAN Y, DAI X Q, *et al.* Characteristics of Soil Nitrogen Mineralization in the Rhizosphere of Trees, Shrubs, and Herbs in Subtropical Forest Plantations[J]. *Chin J Plant Ecol*, 2020, **44**(12): 1285–1295. DOI: 10.17521/cjpe.2020.0225.
- [18] CHENG Y, WANG J, CHANG S X, *et al.* Nitrogen Deposition Affects Both Net and Gross Soil Nitrogen Transformations in Forest Ecosystems: A Review[J]. *Environ Pollut*, 2019, **244**: 608–616. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.054.
- [19] LUO Y, WANG C H, SHEN Y, *et al.* The Interactive Effects of Mowing and N Addition did not Weaken Soil Net N Mineralization Rates in Semi-arid Grassland of Northern China[J]. *Sci Rep*, 2019, **9**: 13457. DOI: 10.1038/s41598-019-49787-6.
- [20] PARKER S S, SCHIMEL J P. Soil Nitrogen Availability and Transformations Differ Between the Summer and the Growing Season in a California Grassland[J]. *Appl Soil Ecol*, 2011, **48**(2): 185–192. DOI: 10.1016/j.apsoil.2011.03.007.
- [21] YAN R, YANG G, CHEN B, *et al.* Effects of Livestock Grazing on Soil Nitrogen Mineralization on Hulunber Meadow Steppe, China[J]. *Plant Soil Environ*, 2016, **62**(5): 202–209. DOI: 10.17221/445/2015-pse.
- [22] WANG C, WAN S, XING X, *et al.* Temperature and Soil Moisture Interactively Affected Soil Net N Mineralization in Temperate Grassland in Northern China[J]. *Soil Biol Biochem*, 2006, **38**(5): 1101–1110. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.09.009.
- [23] COOKSON W R, OSMAN M, MARSCHNER P, *et al.* Controls on Soil Nitrogen Cycling and Microbial Community Composition Across Land Use and Incubation Temperature[J]. *Soil Biol Biochem*, 2007, **39**(3): 744–756. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.09.022.
- [24] LEMANSKI K, SCHEU S. The Influence of Fertilizer Addition, Cutting Frequency and Herbicide Application on Soil Organisms in Grassland[J]. *Biol Fertil Soils*, 2015, **51**(2): 197–205. DOI: 10.1007/s00374-014-0963-2.
- [25] LI J Y, ZHANG Q C, LI Y, *et al.* Impact of Mowing Management on Nitrogen Mineralization Rate and Fungal and Bacterial Communities in a Semiarid Grassland Ecosystem[J]. *J Soils Sediments*, 2017, **17**(6): 1715–1726. DOI: 10.1007/s11368-016-1620-1.
- [26] 刘晓妮, 李刚, 赵祥, 等. 放牧对赖草群落生物量及植物多样性的影响[J]. *草地学报*, 2014, **22**(5): 942–948. DOI: 10.11733/j.issn.1007-0435.2014.05.005.
- LIU X, LI G, ZHAO X, *et al.* Effects of Grazing on Biodiversity and Productivity of *Leymus Secalinus* Communities[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2014, **22**(5): 942–948. DOI: 10.11733/j.issn.1007-0435.2014.05.005.
- [27] WANG S, ZUO X, AWADA T, *et al.* Changes of Soil Bacterial and Fungal Community Structure Along a Natural Aridity Gradient in Desert Grassland Ecosystems, Inner Mongolia[J]. *Catena*, 2021, **205**: 105470. DOI: 10.1016/j.catena.2021.105470.
- [28] ZOGG G P, ZAK D R, RINGELBERG D B, *et al.* Compositional and Functional Shifts in Microbial Communities due to Soil Warming[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1997, **61**(2): 475. DOI: 10.2136/sssaj1997.03615995006100020015x.
- [29] TANG Y, WANG L, JIA J, *et al.* Response of Soil Microbial Community in Jiuduansha Wetland to Different Successional Stages and its Implications for Soil Microbial Respiration and Carbon Turnover[J]. *Soil Biol Biochem*, 2011, **43**(3): 638–646. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.11.035.
- [30] TAN H, BARRET M, MOOIJ M J, *et al.* Long-term Phosphorus Fertilisation Increased the Diversity of the Total Bacterial Community and the *phoD* Phosphorus Mineraliser Group in Pasture Soils[J]. *Biol Fertil Soils*, 2013, **49**(6): 661–672. DOI: 10.1007/s00374-012-0755-5.
- [31] NI Y Y, YANG T, ZHANG K P, *et al.* Fungal Communities Along a Small-scale Elevational Gradient in an Alpine Tundra are Determined by Soil Carbon Nitrogen Ratios[J]. *Front Microbiol*, 2018, **9**: 1815. DOI: 10.3389/fmicb.2018.01815.