DOI: 10.5846/stxb201909011810
孙忠超,周玉蓉,赵亚楠,郭天斗,于露,王红梅. 荒漠草原土壤微生物矿化对灌丛引入过程及水分的响应. 生态学报,2021,41(4):1537-1550.
Sun Z C, Zhou Y R, Zhao Y N, Guo T D, Yu L, Wang H M. Responses of soil microbial mineralization to the anthropogenic introduced shrub encroachment and water gradients in the desert steppe. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(4): 1537-1550.

荒漠草原土壤微生物矿化对灌丛引入过程及水分的响应

孙忠超[1],周玉蓉[1],赵亚楠[1],郭天斗[1],于 露[1],王红梅[1,2,*]

1 宁夏大学农学院, 银川 750021

2 西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 银川 750021

摘要:以宁夏荒漠草原封育草地(封育 14 年)、放牧地为对照,开展不同年限(3a、12a、22a)和间距(40 m、6 m、2 m)柠条地(*Caragana korshinskii*)灌丛引入过程土壤微生物矿化及对不同水分梯度(自然降雨、前期饱和、持续干旱)响应特征研究。结果表明:灌丛地 0—20 cm 和 0—100 cm 土层土壤全氮含量均高于放牧地且随年限和密度增加呈增高趋势,分别为 0.28—0.42、0.27—0.42 g/kg 和 0.28—0.51、0.27—0.51 g/kg,但在 22 年且密度增至 2 m 间距的灌丛地与封育草地相比差异不显著或呈降低趋势;微生物量氮变化分别为 0.041—0.057、0.041—0.081 mg/kg,且 22 年灌丛地呈显著降低,2 m 间距灌丛地呈显著增加,但均显著低于封育草地 0.079 mg/kg 和放牧地 0.103 mg/kg($P<0.05$);真菌/细菌比值随灌丛地年限和密度增加变化为 0.06—0.33,均高于封育草地 0.04 和放牧地 0.03($P<0.05$),微生物变化改变了灌丛地的矿化过程,相较封育草地 0.003 mg kg^{-1} d^{-1} 和放牧地-0.068 mg kg^{-1} d^{-1} 的净矿化速率,不同年限/间距灌丛地虽分别降低为-0.155—-0.084、-0.116—-0.061 mg kg^{-1} d^{-1},但均表现为前期加速硝化过程,使得硝态氮则随年限和密度增加呈增加趋势显著高于两样地,而铵态氮变化则较为稳定;封育草地对干旱具缓冲作用,持续矿化,而放牧地和灌丛地净矿化速率对水分降低响应积极,分别降低 280.3% 和 440.2%,其中放牧地和灌丛地以硝化作用变化尤为显著,特别是灌丛地则随干旱加剧净硝化速率均呈显著降低趋势($P<0.05$),其净矿化速率变化以硝化过程占主导。

关键词:荒漠草原; 灌丛引入; 柠条; 土壤微生物矿化; 水分梯度

Responses of soil microbial mineralization to the anthropogenic introduced shrub encroachment and water gradients in the desert steppe

SUN Zhongchao[1], ZHOU Yurong[1], ZHAO Yanan[1], GUO Tiandou[1], YU Lu[1], WANG Hongmei[1,2,*]

1 *College of Agriculture, Ningxia University, Yinchuan* 750021, *China*

2 *Ministry of Education Key Laboratory of Ecosystem Restoration and Reconstruction of Degraded Ecosystem in Northwest China, Yinchuan* 750021, *China*

Abstract: With the 14-year enclosed grassland and the grazed grassland as controls, the impacts of anthropogenic shrublands (*Caragana korshinskii*) with different planted years (3 a, 12 a, and 22 a) and planted intervals (40 m, 6 m, and 2 m) on the soil microbial mineralization and the responses of these lands to the water gradients (embient rainfall, initial watered saturation, drought) were investigated in the desert steppe of Eastern Ningxia, China. It was founded that the soil total nitrogen content in the 0—20 cm and 0—100 cm soil layers of the shrubland increased with the year and density increase of shrub introdution which were higher than those of the grazing land, 0.28—0.42, 0.27—0.42 g/kg and 0.28—0.51, 0.27—0.51 g/kg, but soil total nitrogen in 22 a-shrubland had no significant difference and even the 2 m-

基金项目:宁夏科技支撑计划项目(2015 惠民计划)资助;国家自然科学基金项目(31860677);宁夏高等学校一流学科建设项目(NXYLXK2017A01);国家重点研发计划课题(2016YFC0500505)

收稿日期:2019-09-01; **网络出版日期**:2020-12-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: whm_826@163.com

shrubland was lower than that of the enclosed grassland. The changes of soil microbial biomass nitrogen in shrublands with different years and densities were 0.041—0.057 mg/kg and 0.041—0.081 mg/kg, respectively, significantly lower than those in enclosed land 0.079 mg/kg and grazed land 0.103 mg/kg. The ratio of fungi/bacteria in shrublands with years and density varied from 0.06 to 0.33, which was significantly higher than that in enclosed land 0.04 and grazed lands 0.03. and showed a decrease trend with the years increase and an increase trend with the increase density, but nitrate nitrogen increased with year and density increase, wheares ammonia nitregon had no significant changes. Compared with the net mineralization rate of the enclosed land 0.003 mg kg^{-1} d^{-1} and grazed land −0.068 mg kg^{-1} d^{-1}, respectively, those of the shrublands with different years and densities decrease to −0.155—−0.084 mg kg^{-1} d^{-1} and −0.116—−0.061 mg kg^{-1} d^{-1}, respectively ($P<0.05$). The grassland had a certain buffering effect on rainfall changes and so the increased soil drought had no significant effect on the soil mineralization of enclosed grassland in the observation time, while the soil net mineralization rate in the grazed land and the introduced shrublands responded positively to water gradient decrease and decreased by 280.3% and 440.2%, respectively. And especially the net nitrification rate changed significantly in grazed land and shrublands with the increase of drought ($P<0.05$), and the net mineralization rate is dominated by the nitrification process in shrublands.

Key Words: desert grassland; shrub introduction; *Caragana korshinskii*; soil microbial mineralization; water gradients

为缓解宁夏东部荒漠草原植被退化问题,大规模引入灌丛柠条(*Caragana Korshinskii*)已成为植被恢复的一项重要措施[1],由于植被类型的转变加剧土壤水分利用和消耗,引起土壤侵蚀以及原生植被多样性丧失[2],使得草地生态系统中的水、碳、氮等要素发生改变,进而影响着土壤微生物碳氮矿化过程[3-4],加之微生物活动易受全球降雨模式变化的影响,即使干旱地区降雨微弱变化也会影响土壤微生物适应性,最终导致草原生态系统功能发生转变[5-9]。

土壤水分作为干旱、半干旱地区植被格局的驱动因子,在土壤氮转化(微生物功能响应)和抗土壤侵蚀等方面起着关键作用,可直接影响气体交换、微生物活动等过程,对土壤碳、氮矿化过程产生重要的作用[10-11]。而土壤微生物是草地生态系统的重要组成部分,同时也是草地土壤养分变化的重要指标[12],在土壤有机物分解、腐殖质的形成、养分转化等环节中起重要作用[13-14],微生物生物量、微生物功能多样性不仅反映土壤的生物活性,也可反映生态应激机制下微生物群落的生态特征[15-17]。受全球气候变化的影响,降雨格局影响着土壤水分变化,土壤微生物在不连续降雨脉冲和土壤湿度环境作用下影响着土壤表层矿化过程,使其释放出 N 素或其他矿物质[9]。荒漠草原地区灌丛引入加速了土壤水分利用和消耗,使其土壤水分表层及深层表现不连续的变化特征[18],进而影响地上草本植物的生长及土壤微生物活动过程,使得草原土壤与植被呈现出明显的异向演变格局[19]。近年来,虽然有研究表明灌丛化过程中能够增加碳固定[20-21],但均出现在灌丛化过程“沃岛”区域[22],“沃岛”效应增加了荒漠草原土壤微生物呼吸、矿化特征的空间异质性。目前,已开展全球降雨模式的改变对灌木侵入的干旱生态系统内的微生物群落结构、功能及其矿化影响的研究,发现短期降雨脉冲的增加可以加速微生物的分解作用[23-24],表明降水是调节土壤碳氮库的重要因素,其中在北美高草草原地区降雨的增加能够增加土壤真菌数量[25],真菌对于土壤水分的响应较为明显[26],而美国南部 Chihuahuan 干旱地区的研究发现,降雨变化直接影响着土壤真菌的群落丰富度及多度从而影响着该生态系统的微生物功能[9,27-28]。然而,宁夏东部荒漠草原地区在 20 世纪末期进行人为大规模引入灌丛用于植被恢复,在一定程度上加速土壤水分消耗和多年生草本退化,土壤微生物作用也随之发生变化,而在全球气候变化灌丛引入过程土壤微生物矿化特征仍有待研究。

鉴于此,本研究选取宁夏东部荒漠草原柠条锦鸡儿(*Caragana Korshinskii*)灌丛人工引入近 30 年内的典型区域,以不同年限、密度灌丛引入过程的土壤特性响应特征为基础,开展不同水分处理下荒漠草原灌丛引入过程土壤微生物氮矿化特征,以期揭示荒漠草原人工植被恢复过程对全球气候变化(降雨)的响应特征,为荒漠草原生态恢复的可持续性提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于宁夏东北部(37°05′—38°10′ N,106°30′—107°39′ E),气候属于典型的温带大陆性气候,降水稀少且时空分布不均匀、蒸发量大,年均气温 8.1 °C,年日照时数 2863 h,年均无霜期 160 d,年均降水量在 250—350 mm 之间,超过 80% 的降水分布集中在 7—9 月,年均蒸发量是 2139 mm,年均风速为 2.8 m/s。该地区类型为荒漠草原,主要植物有草本主要植物种有:蒙古冰草(*Agropyron mongolicum*)、短花针茅(*Stipa breviflora*)、白草(*Pennisetum centrasiaticum*)、草木樨状黄芪(*Astragalus melilotoides*)、糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)、狗尾草(*Setaria viridis*)、米口袋(*Gueldenstaedtia verna*)、牛枝子(*Lespedeza potaninii Vass*)、乳浆大戟(*Euphorbia esula*)、砂珍棘豆(*Oxytropis racemosa*)、雾冰藜(*Bassia dasyphylla*)、画眉草(*Eragrostis pilosa*)、远志(*Polygala tenuifolia*)、猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)等,灌木主要为人工引入的锦鸡儿属柠条(*Caragana Korshinskii*)。土壤类型主要为灰钙土,土壤结构松散,肥力低,含沙量大。

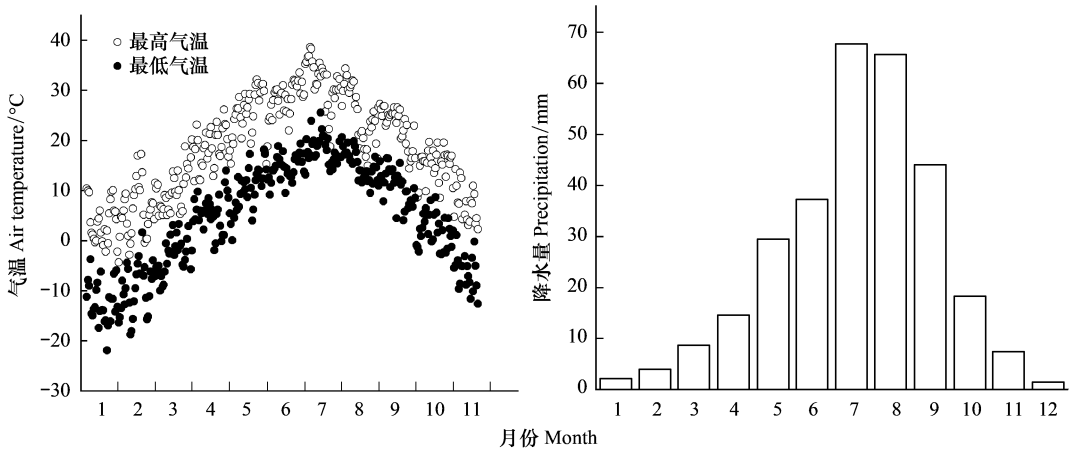

图 1　盐池县 2017 年最高、最低气温变化及多年月平均降水量分布图

Fig. 1　Distribution of maximum and minimum temperature in 2017and 29a average month precipitation in Yanchi County

1.2　样地选择

样地选取盐池县东北部封育草地/EG、放牧地/GL、不同种植年限(3 年/SY3、12 年/SY12、22 年/SY22)和不同种植间距(40 m/SI40、6 m/SI6、2 m/SI2)柠条地(90 年代种植)(表 1),利用时空代替法来代表“荒漠草原-退化-人工灌丛引入”的不同过程,即:1)草地-放牧-不同种植年限灌丛引入过程;2)草地-放牧-不同种植间距灌丛引入过程。

1.3　研究方法

1.3.1　土壤全氮

2017 年 7 月集中采样,封育草地、放牧地样地里随机选 10 个样点,重复 3 次,柠条灌丛样地分别在带内、带间选取 5 个采样点,重复 3 次,用土钻钻取 0—100 cm 土层的土壤,每 20 cm 为一层,共 5 层,充分混匀土样,并装入自封袋,用于土壤全氮的分析。采用半微量开氏法测定土壤全氮[29]。

1.3.2　土壤微生物数量测定

2017 年 6 月,在 5 个样地内分别随机选取 3 个点,每个采样点设 3 个重复,取 0—20 cm 土层用于土壤微生物种类与数量的测定。土壤微生物数量测定采用平板涂抹接种法,以营养琼脂培养细菌,PDA(马铃薯葡萄糖琼脂)培养基培养真菌,培养 3—7 d 观察计数[30]。

表 1 样地概况表

Table 1 Sites description

样地类型 Site type	样地代号 Site code	经度 Longitude	纬度 Latitude	优势植物 Dominant plant	样地情况 Site situation
封育草地 Enclosed grassland	EG	107°14′	37°53′	猪毛蒿、白草、虫实(*Corispermum hyssopifolium*)、赖草(*Aneurolepidium dasystachys*)	封育 14 年
放牧地 Grazed land	GL	107°18′	37°52′	猪毛菜(*Salsola collina*)、猪毛蒿、白草、甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)、骆驼蓬(*Peganum harmala*)	适度放牧
3a 灌丛地 3a shrubland	SY3	107°21′	37°50′	蒙古冰草、白草、猪毛蒿、猪毛菜、柠条	间距 6 m
12a 灌丛地 12a shrubland	SY12	107°20′	37°51′	牛枝子、猪毛蒿、短花针茅、白草	
22a 灌丛地 22a shrubland	SY22	107°22′	37°51′	牛枝子、猪毛蒿、柠条	
40 m 灌丛地 40 m shrubland	SI40	107°21′	37°55′	猪毛蒿、牛枝子、柠条、沙生针茅(*Stipa breviflora*)	90 年代初种植
6 m 灌丛地 6 m shrubland	SI6	107°22′	37°51′	猪毛蒿、牛枝子、柠条	
2 m 灌丛地 2 m shrubland	SI2	107°17′	37°50′	猪毛蒿、白草、柠条	

1.3.3 土壤微生物矿化培养试验

野外原位矿化培养方案:采用顶盖埋管法[31],于 2017 年 4 月中旬在各样地中一次埋入 1 批 PVC 管(内径 15 cm,高 10 cm),PVC 管垂直打下去进行取土,然后用刀轻轻去除多余的土样,PVC 管底部垫上棉纱,再用纱布系牢。该试验设置持续干旱(不浇水)、前期饱和(浇水饱和)、和自然降雨 3 个水分梯度,表明降雨增加或干旱缓解变化过程。根据水分梯度要求,对于浇水至饱和和干旱处理的管口进行避雨处理后,埋在样点的原始位置的坑内,自然降雨处理直接恢复表层覆盖物。各水分处理均有 3 个重复,各样地分别设置 9 个矿化原位管用于观测。依次于 2017 年 6、8、10 月各采集一批 PVC 埋管土,该 3 批埋管土采集相当于分别原位矿化培养 60、120、180 d,同时采集 2017 年 4 月背景土(0—10 cm)作为对照,土壤低温保存运输回实验室后做相关指标分析,对其主要观测了土壤微生物量氮(Soil microbial biomass nitrogen, SMBN)、硝态氮、铵态氮等指标。

1.3.4 土壤微生物量氮及氨态氮、硝态氮测量方法

土壤铵态氮、硝态氮采用新鲜土样,先用 1 mol/L KCl 浸提,然后用 SKALAR San^{++}流动分析仪测定;SMBN 浸提采用氯仿熏蒸 K_2SO_4 提取[32]。

净氨化速率 mg kg^{-1} d^{-1} =(培养后 NH_4^+-N−培养前 NH_4^+-N)/天数

净硝化速率 mg kg^{-1} d^{-1} =(培养后 NO_3^--N−培养前 NO_3^--N)/天数

净矿化速率 mg kg^{-1} d^{-1} =[(培养后 NH_4^+-N+NO_3^--N)−(培养前 NH_4^+-N+NO_3^--N)]/天数

1.3.5 采用 Microsoft Excel 2010 和 Origin 2017 软件作图、DPS 数据统计软件对相关数据分析处理。

2 结果与分析

2.1 荒漠草原灌丛引入过程中土壤全氮变化特征

由图 2 可知,不同年限灌丛引入过程土壤全氮含量为 0.25—0.51 g/kg,随灌丛引入年限的增加,在 0—20 cm 和 0—100 cm 土层土壤全氮含量较放牧地呈现逐年增加的趋势,分别为 0.28—0.42、0.28—0.51 g/kg,其中 22 年灌丛地显著高于 3 年灌丛地、12 年灌丛地(P<0.05),但与封育草地土壤全氮含量无显著差异。由图 2 可知,不同间距灌丛引入过程中土壤全氮含量为 0.25—0.51 g/kg,随灌丛引入密度的增大,在 0—20 cm 和 0—100 cm 土层土壤全氮含量较放牧地呈现增加的趋势,分别为 0.27—0.42、0.27—0.51 g/kg,并且均随密度增加呈现先增加后降低趋势,在间距 6 m 时为最大值,显著高于放牧地、间距 40 m 灌丛地、间距 2 m 灌丛地

($P<0.05$),但与封育草地无显著差异。

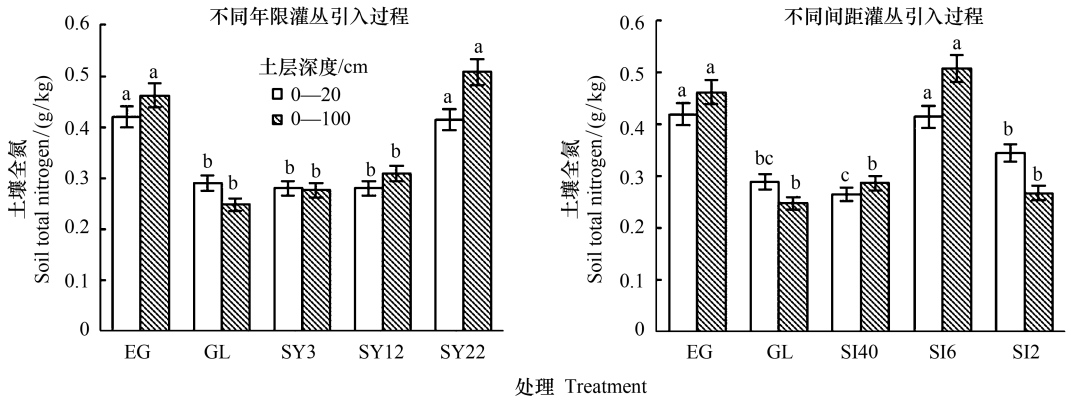

图 2　草原-放牧-灌丛引入过程土壤全氮变化

Fig. 2　Changes of soil total nitrogen in the process of grassland-grazing-shrub introduction

不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$) Different small letters showed significant difference between different treatments($P<0.05$). 统计样本数:$n=15$

2.2　荒漠草原灌丛引入过程中土壤微生物数量变化特征

由图 3 可知,不同年限灌丛引入过程 3 年、22 年灌丛地真菌数量均显著高于封育草地、放牧地($P<0.05$),且 3 年灌丛地真菌数量达最大值,为 112.83×10^3 菌/g。22 年灌丛地细菌数量显著高于封育草地、放牧地、3 年灌丛地、12 年灌丛地($P>0.05$),达最大值 953.25×10^3 菌/g。土壤真菌/细菌比值为 0.03—0.33,3 年灌丛地达最大值为 0.33,显著高于封育草地、放牧地($P<0.05$),并随引入年限增加呈降低趋势。

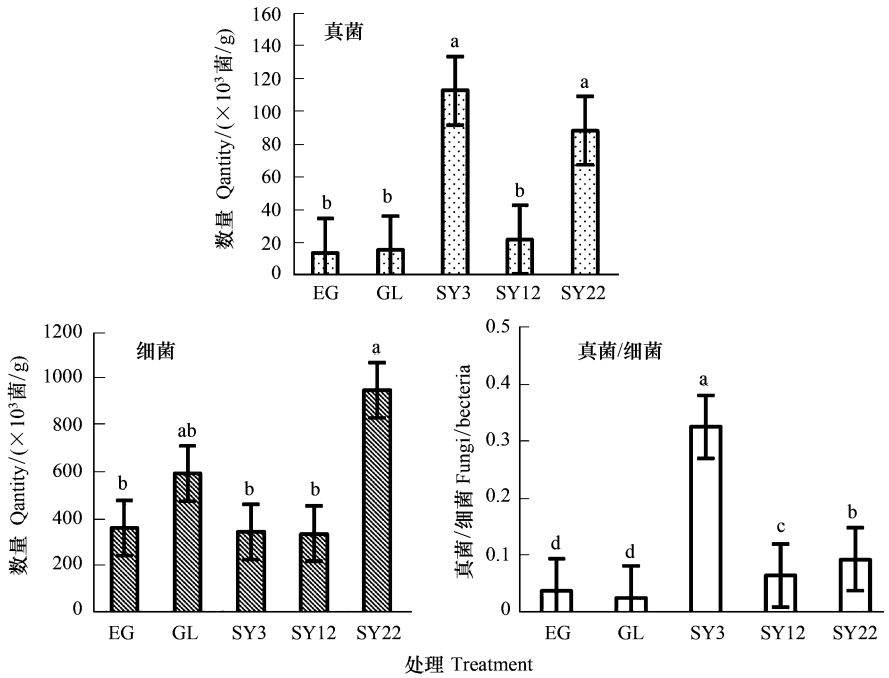

图 3　草原-放牧-不同年限灌丛引入过程土壤微生物数量变化

Fig. 3　Changes of the number of soil microbials in the process of shrub introduction with different years

不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$);统计样本数:$n=15$;EG:封育草地;GL: 放牧地; 不同种植年限(3 年/SY3、12 年/SY12、22 年/SY22); 不同种植间距(40 m/SI40、6 m/SI6、2 m/SI2)

由图4 可知,不同间距灌丛引入过程,间距6 m 灌丛地真菌数量达最大值,为88.48×10^{3}菌/g,显著高于封育草地、放牧地、其他间距灌丛地(P<0.05),且这四个样地间无显著差异(P>0.05)。间距6 m 灌丛地细菌数量达最大值,为953.25×10^{3}菌/g,显著高于其他四个样地(P<0.05),密度最大时,真菌、细菌均呈显著降低变化,但均与封育地差异不显著,而各个样地土壤真菌/细菌比为0.03—0.22,其中间距2 m 灌丛地达最大值,为0.22,显著高于封育草地、放牧地、其他灌丛地(P<0.05),随密度增加呈增加趋势。

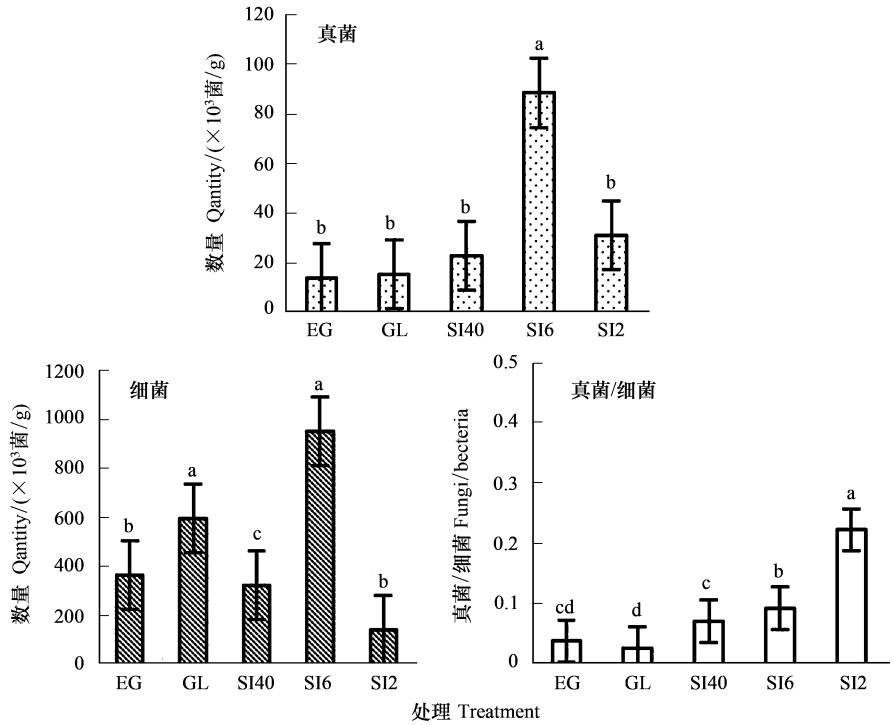

图4 草原-放牧-不同间距灌丛引入过程微生物数量变化

Fig. 4 Changes of the number of soil microbials in the process of shrub introduction with different intervals

2.3 荒漠草原灌丛引入过程 SMBN 变化特征

由图5 可知,不同年限灌丛引入过程,SMBN 含量变化为0.041—0.103 mg/kg,放牧地最高为0.103 mg/kg,显著高于封育草地、灌丛地,但封育草地显著高于灌丛地;灌丛地 SMBN 含量变化为0.041—0.057 mg/kg,其中22 年灌丛地与3 年灌丛地、12 年灌丛地均存在显著性差异(P<0.05)。由图5 可知,不同间距灌丛引入过程,SMBN 含量变化为0.041—0.103 mg/kg,放牧地为最高,显著高于封育草地、灌丛地,且灌丛地随密度的增大而增大,SMBN 含量变化为0.041—0.081 mg/kg,以间距2 m 灌丛地为最高,但与封育草地无显著差异(P>0.05)。

2.4 荒漠草原灌丛引入过程中土壤无机氮及微生物氮矿化特征

由图6 可知,不同年限灌丛引入过程,除放牧地培养前期 NH_4^+-N 含量(最大值为15.15 mg/kg)较高外,各样地 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 均在矿化培养各阶段差异显著(P<0.05),其中各样地 NH_4^+-N 含量变化随培养时间延长均表现为缓慢增加的变化趋势,且各样地间差异不显著,变化范围为2.66—15.15 mg/kg;而除22 年灌丛地略有差异外,各样地 NO_3^--N 含量均在培养前期60 d 迅速达到峰值进而呈降低变化,且整个培养过程,放牧地、灌丛地土壤 NO_3^--N 含量显著高于封育草地(P<0.05),变化范围为1.36—30.75 mg/kg。放牧地和灌丛地土壤净硝化速率显著高于封育草地(P<0.05),其中3 年灌丛地有最大值,最大为0.131 mg kg^{-1} d^{-1},且灌丛地土壤净氨化速率高于封育草地和放牧地(P<0.05),封育草地和放牧地分别为-0.009 mg kg^{-1} d^{-1}和-0.254 mg kg^{-1} d^{-1};放牧地和灌丛地土壤矿化速率在培养期内显著低于封育草地(P<0.05),分别较封育草地下降了0.070 mg kg^{-1} d^{-1}和

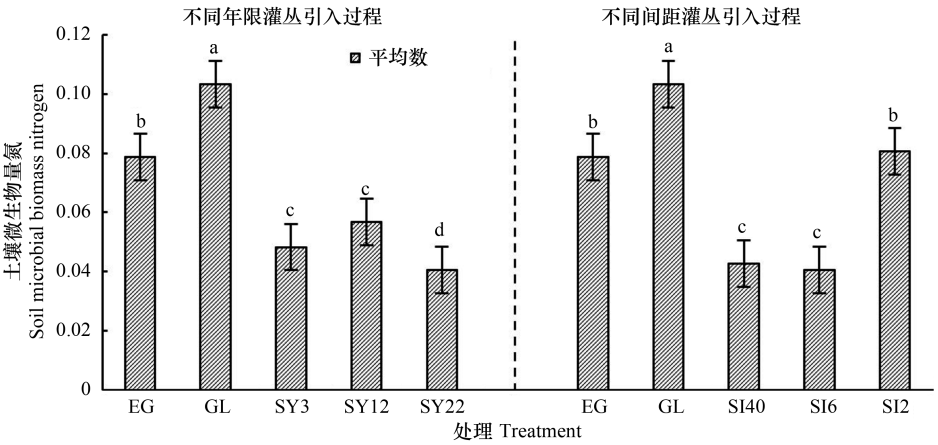

图 5　草原-放牧-灌丛引入过程中 SMBN 变化

Fig. 5　Changes of SMBN during the process of the shrub introduction

0.121 mg kg^{-1} d^{-1}。

由图 7 可知,不同间距灌丛引入过程中,各样地 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量均在不同的培养时间内差异显著($P<0.05$),其中除放牧地培养初期土壤 NH_4^+-N 含量较高外,其他各样地均随培养时间的延长呈缓慢增加变化,范围为 1.889—15.15 mg/kg;封育草地、放牧地的 NO_3^--N 含量变化均随培养时间的延长呈先增加后降低的变化趋势,而灌丛地均在培养前期 60 d 内迅速达到峰值而后降低,且随密度增加而增大,间距 2 m 灌丛地为最大值,39.45 mg/kg,放牧地、灌丛地显著高于封育草地,各样地变化范围为 1.36—39.45 mg/kg。封育草地和放牧地土壤净硝化速率显著高于灌丛地($P<0.05$),分别为 0.025 mg kg^{-1} d^{-1} 和 0.102 mg kg^{-1} d^{-1};而各样地土壤净氨化速率差异不显著,灌丛地整体高于封育草地、放牧地($P<0.05$),其中在间距 2 m 灌丛地有最大值,最大为 0.022 mg kg^{-1} d^{-1};放牧地和灌丛地土壤矿化速率显著低于封育草地($P<0.05$),分别较封育草地下降了 0.070 mg kg^{-1} d^{-1} 和 0.064 mg kg^{-1} d^{-1}。

2.5　荒漠草原灌丛引入过程土壤微生物矿化对水分的响应

图 8 为草地-放牧-不同年限灌丛引入过程土壤净矿化速率、净硝化速率、净氨化速率对不同水分的响应。其中净矿化速率表现为:不同水分条件下各时期封育草地的净矿化速率为 0.027—0.046 mg kg^{-1} d^{-1},均为正值;放牧地在干旱处理下的净矿化速率均为负值,自然降雨条件下为正值,分别为-0.104、-0.105、0.019 mg kg^{-1} d^{-1};而各灌丛地随着年限的增加净矿化速率为 0.061—-0.166 mg kg^{-1} d^{-1},均向负值变化发展,当 22 年时灌丛地各水分梯度均呈负值,且自然降雨矿化速率大于两个干旱处理。各样地净硝化速率表现为:封育草地、放牧地净硝化速率为正值,水分梯度之间差异不显著($P>0.05$),但显著高于灌丛地($P<0.05$),但放牧地和灌丛地不同水分梯度和不同时期净硝化速率大都表现为负值,变化范围为 0.168—-0.401 mg kg^{-1} d^{-1},且自然降雨条件下的硝化速率均大于其他两个干旱处理,随着水分梯度的增加硝化速率呈现增加趋势,各样地的硝化作用除封育草地随水分梯度无显著变化外,放牧地、灌丛地均随水分梯度增加而增加;各样地氨化速率表现为:封育草地氨化速率不同水分梯度下其数值均无明显变化,放牧地氨化速率明显呈负值,变化范围为-0.149—-0.203 mg kg^{-1} d^{-1}。随水分梯度变化和时间的延长呈增加趋势,而灌丛地氨化速率变化幅度不大,变化范围为 0.027—-0.108 mg kg^{-1} d^{-1},且随年限增加氨化负值趋势也增加。各样地氨化作用随着水分梯度的增加呈现降低趋势。

图 9 为草地-放牧-不同间距灌丛引入过程中土壤净矿化速率、净硝化速率、净氨化速率对不同水分的响应。其中净矿化速率表现为:不同水分条件下各时期封育草地中的净矿化速率均为正值,变化范围为 0.027—0.046 mg kg^{-1} d^{-1};放牧地在干旱处理下的净矿化速率均为负值,自然降雨条件下为正值,分别为-0.104、

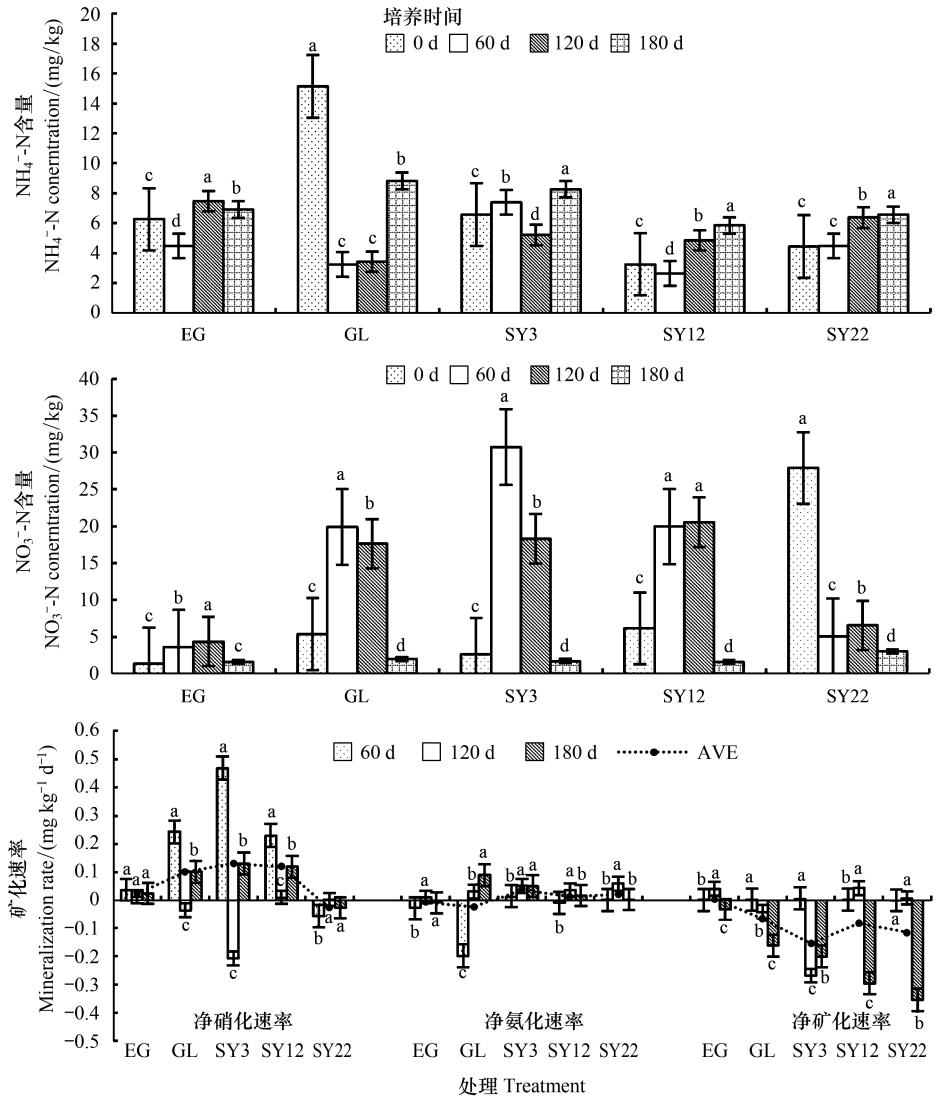

图 6 草原-放牧-不同年限灌丛引入过程微生物矿化的变化特征

Fig. 6 Characteristics of microbial mineralization in the process of shrub introduction with different years

在 NH_4^+-N 含量和 NO_3^--N 含量、矿化速率变化中,不同小写字母表示每个样地不同培养时间差异显著($P<0.05$),统计样本数:图 NH_4^+-N 含量和图 NO_3^--N 含量 $n=60$,图矿化速率 $n=45$

-0.105、0.019 mg kg^{-1} d^{-1};而各灌丛地随间距的缩小净矿化速率均呈负值变化发展,变化范围为-0.095—-0.222 mg kg^{-1} d^{-1},间距 40 m 灌丛地、间距 6 m 灌丛地、间距 2 m 灌丛地各水分梯度均呈负值,其中间距 6 m 灌丛地自然降雨矿化速率大于两个干旱处理,各个样地净硝化速率表现为:封育草地、放牧地净硝化速率为正值,水分梯度之间差异不显著($P>0.05$),显著高于灌丛地($P<0.05$),但放牧地和灌丛地不同水分梯度和不同时期大都表现为负值,变化范围为 0.083—-0.280 mg kg^{-1} d^{-1},且前期饱和自然降雨条件硝化速率均大于其持续干旱处理,随着水分梯度的降低硝化速率呈现降低趋势,封育草地,其中放牧地、灌丛地均随水分梯度的增加呈降低趋势;各样地氨化速率表现为:封育草地氨化速率随水分梯度和培养时间的变化均无明显变化,放牧地氨化速率明显呈负值,变化范围为-0.149—-0.203 mg kg^{-1} d^{-1}。随水分梯度变化和时间的延长呈增加趋势,而灌丛地氨化速率变化幅度不大,变化范围为 0.031—-0.108 mg kg^{-1} d^{-1},并随着间距的缩小,氨化速率向负值发展的趋势也减少,各样地氨化作用随着水分梯度降低而降低。

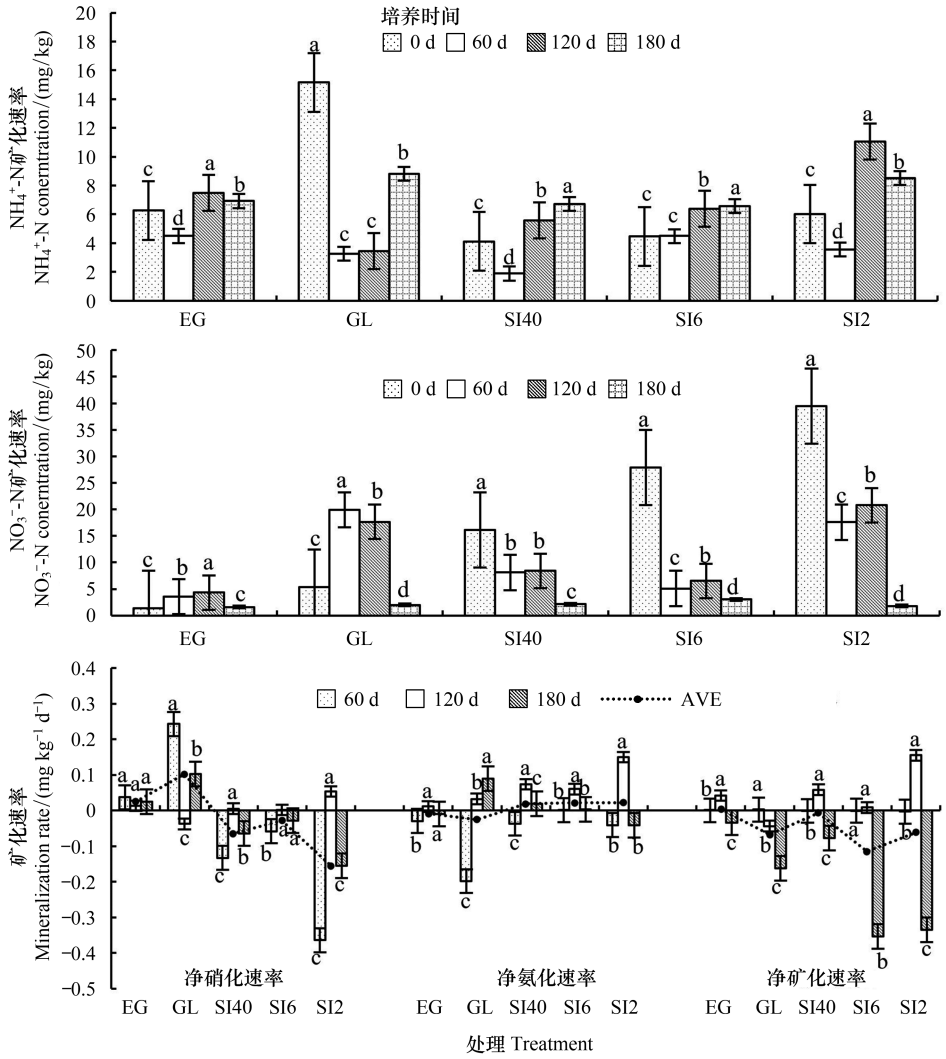

图 7　草原-放牧-不同间距灌丛引入过程土壤无机氮及微生物矿化的变化特征

Fig. 7　Variation characteristics of soil inorganic nitrogen and microbial mineralization during the introduction of grassland-grazing-shrubs at different intervals

3　讨论

3.1　荒漠草原灌丛引入对土壤全氮及微生物影响

荒漠草原处于降雨稀少的干旱、半干旱地区,生态环境较为脆弱,土壤水分、养分和有机质含量较低,且存在明显差异性,易受气候和人类干扰影响,出现草地荒漠化和严重的土壤退化[33-34]。人工引入灌丛不仅对土壤物理性质(孔隙度、水分等)发生作用,还对土壤化学性质(如:土壤全氮)产生影响[18]。本研究中发现灌丛引入过程中 0—20、0—100 cm 土层的土壤全氮均高于放牧地,且灌丛地随时间推进呈增加趋势,但达到一定年限又会随密度的增加呈下降趋势,可能原因是由于 22 年种植柠条灌丛对深层土壤水分的过度消耗加之密度增大,造成较低的土壤含水量(试验中最低含水量)[35],从而影响了土壤微生物矿化过程,后期的矿化研究也表明放牧和灌丛引入加速硝化氨化作用,消耗底物速度较快。Song 等[36]研究发现总氮矿化速率在耕地向草地转变过程中显著下降,而草地向森林转变过程中显著增高,并且总氮矿化速率和硝化速率随土壤全氮的增加而增加,该研究结果与本研究结果趋势相同,矿化和水分关系密切,荒漠草原向放牧地、灌丛地转变过程中存在土壤水分的消耗或加剧,使得净矿化速率和硝化速率呈显著降低的趋势,但从本研究来看灌丛地、放牧

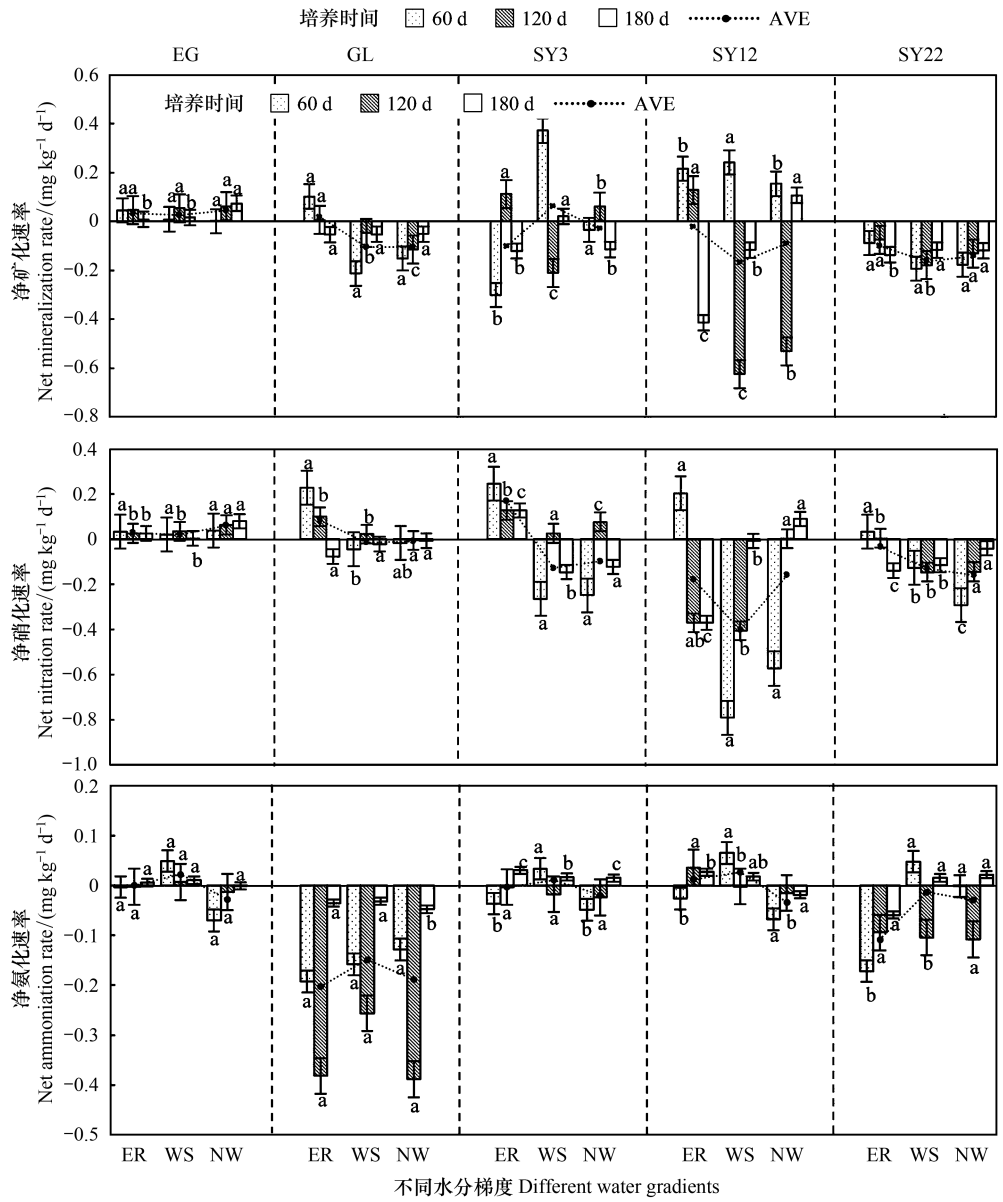

图 8 草原-放牧-不同年限灌丛引入土壤微生物矿化对水分的响应

Fig. 8 Response of soil microbial mineralization to water levels in shrublands with different years

NW:不浇水 no water; WS:浇水饱和:water saturation; ER:自然降雨:embient rainfall. 不同小写字母表示每个样地相同时间不同水分梯度下差异显著性($P<0.05$)统计样本数:$n=75$

地均存在硝化氨化前期加速后期显著降低的现象,说明底物加速消耗的过程,且以硝化为主。

随着灌丛引入,发生了不同程度的“沃岛效应”[22],进而对土壤微生物造成影响。而土壤微生物作为草地生态系统中碳氮循环最为活跃的部分[37],主要随着季节变化中温湿度改变而变化,王杰等[12]在贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)草原的土壤微生物研究中发现,添加水分能缓解氮肥对微生物的抑制,并提高微生物代谢活性和利用碳源与水的能力。水氮相互作用可提高碳源利用率和土壤微生物的功能多样性[38]。研究发现土壤水分与微生物数量密切相关。在一定范围内,土壤微生物量随土壤含水量的增加而增加。Garcia 等[39]研究结果表明,在潮湿的冬季土壤微生物量最高,在干燥的夏季最低,其中土壤水分是主要的影响因子;土壤微生物量可作为研究土壤生态系统动态变化的一个敏感指标,并及时的预测土壤生态系统功能的变化。SMBN 是土壤中全氮的主要组成部分,对平衡土壤养分起关键作用。灌丛对土壤微生物的影响主要是由于其

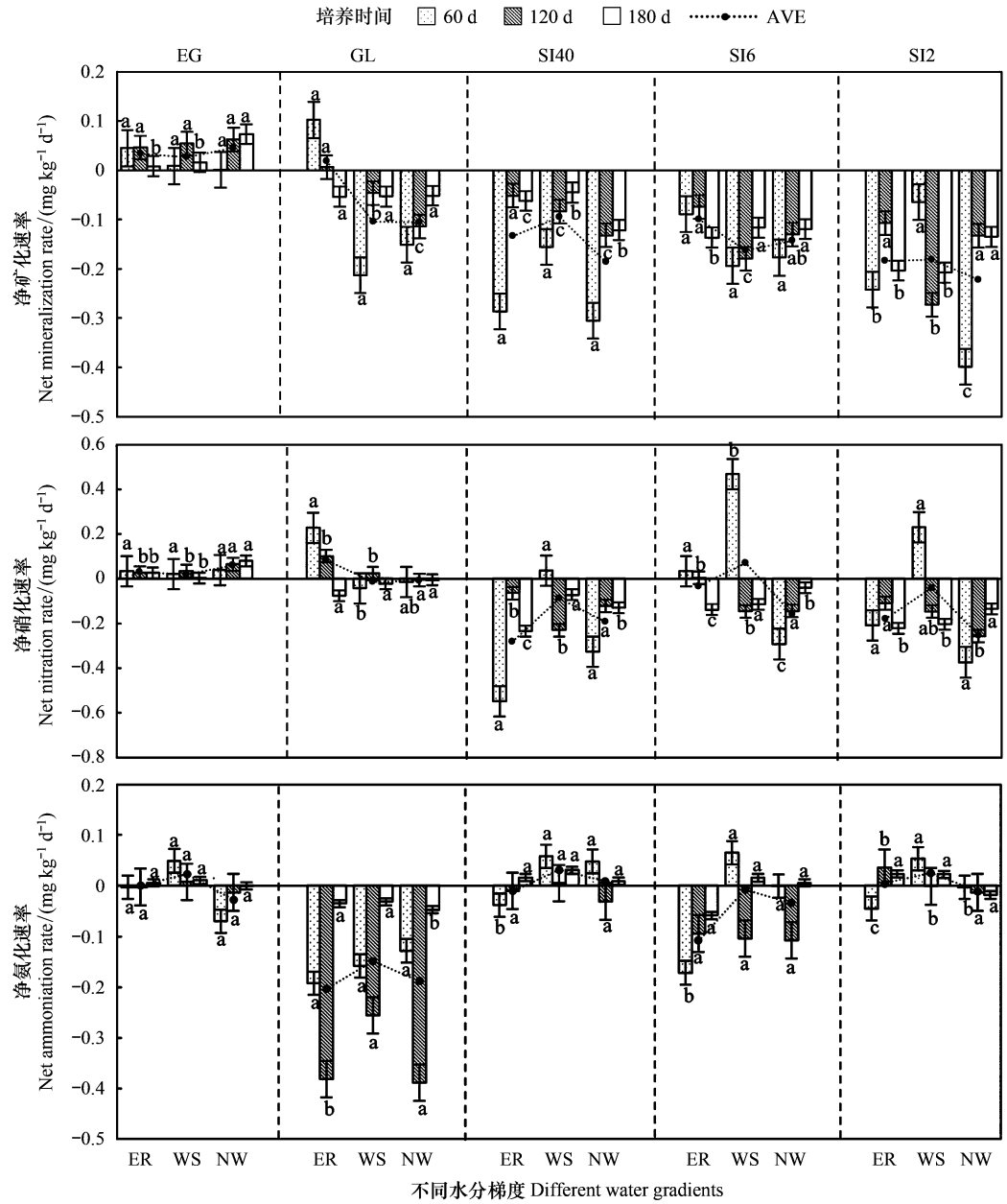

图 9　草原-放牧-不同间距灌丛引入土壤微生物矿化对水分的响应

Fig. 9　The response of soil microbial mineralization to water levels in shrublands with different intervals

周围土壤含水量分布、枯落物和根系分泌物质量和数量以及灌丛对周围环境中的生理特性所导致的[40]。而本研究采用野外原位矿化,保持了原有土壤的水分、通气性,能较好的反映土壤自然矿化特征。灌丛引入直接影响了土壤水分含量的分布及枯落物的量,从而间接影响土壤微生物生态系统养分输入通量[41]。引入的灌木种为灌丛柠条,属豆科植物,其于根瘤菌的共生固氮作用及根系分泌物的差异,也直接影响了土壤微生物的矿化过程。本研究中细菌含量为灌丛柠条>放牧草地>封育草地,灌丛地细菌数量达到最高,可能是因为引入灌木柠条其根系活跃的根瘤菌的固氮作用为土壤氨化反应提供充足的基质加速土壤矿化,增加土壤中细菌含量的占比,因此影响土壤氮矿化和保持过程的因素均会影响土壤 SMBN 的含量[42],特别是干旱地区水分变化是影响 SMBN 的关键因素。有研究提出水分对可利用的土壤碳氮能够进行调控,并且表明沙漠季节性降水变化可以改变微生物群落功能动态和增加土壤真菌群落的丰度[43]。本研究中随着放牧和灌丛引入真菌、细菌

数量呈增加趋势,真菌/细菌比均出现在灌丛引入初期和种植密度最大时,但是 SMBN 仍以封育草地、放牧地高于不同年限和间距引入的灌丛地,说明随着放牧地和灌丛地的土壤生境的变化,微生物活动也发生响应变化,其中本研究表明微生物数量呈增加趋势,加速了硝态氮和铵态氮的释放过程,但放牧地和灌丛地在培养后期底物消耗殆尽,出现负值,反映了草地灌丛引入过程由于微生物群落的变化加速有机氮的矿化过程,且硝态氮的微生物同化作用优先级高于铵态氮的微生物固定作用。

3.2 荒漠草原灌丛引入过程土壤微生物矿化对土壤水分的响应

土壤微生物矿化主要受土壤水分、温度、养分、植被特征和微生物等因素的影响[44]。其中水分是影响矿化作用的主要生态因子,特别是在荒漠草原地区,土壤水分主要来自于降雨,其在微生物在转化过程中发挥着重要作用[45]。Nielsen 等[46]研究表明在干旱、半干旱草地生态系统中土壤微生物参与的氮转化过程对降雨格局变化的响应非常敏感。但也有研究认为干旱、半干旱草地生态系统的植物和土壤微生物由于长期的适应和进化,土壤生物化学过程基本保持稳定状态,生长季少量的降雨就可维持植物整个生长季的生长[47],这些研究均表明,在不同的生态系统中微生物对水分的响应具有一定的差异。本研究中放牧地和灌丛地矿化作用显著低于封育草地 280.3% 和 440.2%,且表现为自然降雨处理明显高于浇水饱和与不浇水条件下的微生物量及矿化作用的增加,对水分的变化反映明显,但对于封育草地而言,水分梯度的变化对其影响不显著,3 个水分梯度矿化差异不显著也说明封育草地应对干旱具一定的缓冲作用,即使处于长期干旱也能维持矿化的进行。有研究表明由于土壤水分降低限制作物正常生长时,但土壤微生物仍可以利用有限的土壤水分和养分进行矿化过程用于植物吸收[48],但土壤微生物生物量氮含量呈现降低现象。当极度干旱时,土壤微生物的活性必受影响,微生物将开始死亡或休眠[49]。

Yao 等[50]发现在生长季中种植豆科灌木柠条可以增加氮素的利用率和净矿化率。而在本研究中在自然降雨状态下随灌丛引入的时间和间距呈现先增加后降低,这可能与不同年限和密度灌丛根系逐年变大深扎对水分的吸收有关。有关氮矿化有相对较强的季节性,一般来说春秋两季的氮转化速率较高,且本研究中灌丛地的前期矿化速率均较快,土壤水的可利用性是植物生长季微生物活动过程中的重要限制因子,氮矿化作用会受到降水格局的影响,有研究得出在干旱及半干旱草原中,降水变化是影响土壤氮素矿化速率的重要驱动因子[51]。本研究中 3 个不同水分梯度:自然降雨、前期饱和与持续干旱条件下,封育草地在 3 个水分梯度下的净矿化速率、净硝化速率、净氨化率均呈不显著差异,且均为正值,矿化持续进行,说明干旱增加或雨量减少对封育草地的矿化影响不显著,封育草地具有一定的缓冲能力,而放牧地和不同年限、间距灌丛地矿化速率均呈负值,显著低于封育草地,且对 3 个水分梯度变化有一定的影响,即净矿化速率、净硝化速率呈显著降低趋势,而净氨化速率呈增加趋势,说明放牧地和灌丛地的转变使得荒漠草原更加敏感,其敏感的可能原因是基于土壤水分的大量消耗,使得土壤长期处于低值使得矿化受限,一旦土壤水分有所改善均会积极响应矿化过程。在矿化试验发现封育草地能够缓冲水分梯度的变化,并持续矿化,而放牧地和灌丛地对水分的响应积极,前期是无机氮大量释放过程,后期由于底物限制和水分条件的变化呈现迅速降低的变化,均可解释培养期内灌丛地显著降低了矿化速率原因。

4 结论

本研究得出放牧地、不同年限/间距灌丛引入过程加速荒漠草原土壤矿化氮的释放,且硝化速率变化趋势大于氨化速率,以硝化为主。封育草地较放牧地和灌丛地具一定缓冲能力,短期干旱加剧对封育草地无显著影响,而放牧地和人工灌丛地的土壤净矿化速率会随着干旱的增加呈显著降低趋势,且人工灌丛地尤为明显,表现为较低的土壤矿化稳定性。研究结果可为不同水分处理下荒漠草原灌丛引入过程中土壤微生物矿化活动特征提供重要数据支撑。

参考文献(References):

[1] Reynolds J F, Virginia R A, Kemp P R, de Soyza A G, Tremmel D C. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of

resource island development. Ecological Monographs, 1999, 69(1): 69-106.

[2] Murty D, Kirschbaum M, Mcmurtrie R E, Mcgilvray H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. Global Change Biology, 2002, 8(2): 105-123.

[3] 邬建红, 潘剑君, 葛序娟, 曹罗丹, 李炳亚, 陈昕. 不同农业利用方式土壤有机碳矿化及其与有机碳组分的关系. 水土保持学报, 2015, 29(6): 178-183.

[4] 盛浩, 周萍, 李洁, 宋迪思, 张杨珠. 中亚热带山区深层土壤有机碳库对土地利用变化的响应. 生态学报, 2014, 34(23): 7004-7012.

[5] Chapin III F S, Walker B H, Hobbs R J, Hooper D U, Lawton J H, Sala O E, Tilman D. Biotic control over the functioning of ecosystems. Science, 1997, 277(5325): 500-504.

[6] Kardol P, Cregger M A, Campany C E, Classen C. Soil ecosystem functioning under climate change: plant species and community effects. Ecology, 2010, 91(3): 767-781.

[7] Wallenstein M D, Hall E K. A trait-based framework for predicting when and where microbial adaptation to climate change will affect ecosystem functioning. Biogeochemistry, 2012, 109(1/3): 35-47.

[8] Behan-Pelletier V, Newton G. Computers in biology: linking soil biodiversity and ecosystem function-the taxonomic dilemma. BioScience, 1999, 49(2): 149-153.

[9] Collins S L, Sinsabaugh R L, Crenshaw C, Green L, Porras-Alfaro A, Stursova M, Zeglin L H. Pulse dynamics and microbial processes in aridland ecosystems. Journal of Ecology, 2008, 96(3): 413-420.

[10] Espigares T, Peco B. Mediterranean pasture dynamics: the role of germination. Journal of Vegetation Science, 1993, 4(2): 189-194.

[11] Hu R, Wang X P, Pan Y X, Zhang Y F, Zhang H. The response mechanisms of soil N mineralization under biological soil crusts to temperature and moisture in temperate desert regions. European Journal of Soil Biology, 2014, 62: 66-73.

[12] 王杰, 李刚, 修伟明, 赵建宁, 王慧, 杨殿林. 贝加尔针茅草原土壤微生物功能多样性对氮素和水分添加的响应. 草业学报, 2014, 23(4): 343-350.

[13] Clark F E, Paul E A. The microflora of grassland. Advances in Agronomy, 1970, 22: 375-435.

[14] 邵玉琴, 敖晓兰, 宋国宝, 刘瑞凤, 李华. 皇甫川流域退化草地和恢复草地土壤微生物生物量的研究. 生态学杂志, 2005, 24(5): 578-580, 584-584.

[15] 付勇, 庄丽, 王仲科, 刘鸯, 李勇冠. 新疆野生多伞阿魏生境土壤理化性质和土壤微生物. 生态学报, 2012, 32(10): 3279-3287.

[16] 曾全超, 李鑫, 董扬红, 李娅芸, 安韶山. 黄土高原不同乔木林土壤微生物量碳氮和溶解性碳氮的特征. 生态学报, 2015, 35(11): 3598-3605.

[17] 叶莹莹, 刘淑娟, 张伟, 舒世燕, 杨珊, 王克林. 喀斯特峰丛洼地植被演替对土壤微生物生物量碳、氮及酶活性的影响. 生态学报, 2015, 35(21): 6974-6982.

[18] 赵亚楠, 周玉蓉, 王红梅. 宁夏东部荒漠草原灌丛引入下土壤水分空间异质性. 应用生态学报, 2018, 29(11): 3577-3586.

[19] Mulhouse J M, Hallett L M, Collins S L. The influence of seasonal precipitation and grass competition on 20 years of forb dynamics in northern Chihuahuan Desert grassland. Science, 2017, 28(2): 250-259.

[20] Van Auken O W. Shrub invasions of North American Semiarid Grasslands. Annual Review of Ecology and Systematics, 2000, 31: 197-215.

[21] D'Odorico P, Okin G S, Bestelmeyer B T. A synthetic review of feedbacks and drivers of shrub encroachment in arid grasslands. Ecohydrology, 2012, 5(5): 520-530.

[22] Turner S R, Pearce B, Rokich D P, Dunn R R, Merritt D J, Majer J D, Dixon K W. Influence of polymer seed coatings, soil raking, and time of sowing on seedling performance in Post-Mining Restoration. Restoration Ecology, 2006, 14(2): 267-277.

[23] Jacobson K M, Jacobson P J. Rainfall regulates decomposition of buried cellulose in the Namib Desert. Journal of Arid Environments, 1998, 38(4): 571-583.

[24] Sponseller R A. Precipitation pulses and soil CO_2 flux in a Sonoran desert ecosystem. Global Change Biology, 2007, 13(2): 426-436.

[25] Williams M A, Rice C W. Seven years of enhanced water availability influences the physiological, structural, and functional attributes of a soil microbial community. Applied Soil Ecology, 2007, 35(3): 535-545.

[26] Van Gestel M, Merckx R, Vlassak K. Microbial biomass and activity in soils with fluctuating water contents. Geoderma, 1993, 56(1/4): 617-626.

[27] Bell C W, Acosta-Martinez V, McIntyre N E, Cox S, Tissue D T, Zak J C. Linking microbial community structure and function to seasonal differences in soil moisture and temperature in a Chihuahuan desert grassland. Microbial Ecology, 2009, 58(4): 827-842.

[28] Cregger M A, Schadt C W, McDowell N G, Pockman W T, Classen A T. Response of the soil microbial community to changes in precipitation in a semiarid ecosystem. Applied and Environmental Microbiology, 2012, 78(24): 8587-8594.

[29] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 农业出版社, 2002: 33-36, 49-51, 44-47.

[30] 郭明英, 朝克图, 尤金成, 徐丽君, 王丽娟, 贾淑杰, 辛晓平. 不同利用方式下草地土壤微生物及土壤呼吸特性. 草地学报, 2012, 20(1): 42-48.

[31] 蒋跃利, 赵彤, 闫浩, 黄懿梅. 宁南山区不同草地土壤原位矿化过程中氮素的变化特征. 环境科学, 2014, 35(6): 2365-2373.

[32] 高珊, 尹航, 傅民杰, 吴明根, 董闯, 李龙. 冻融循环对温带3种林型下土壤微生物量碳、氮和氮矿化的影响. 生态学报, 2018, 38(21): 7859-7869.

[33] 刘涛, 张永贤, 许振柱, 周广胜, 侯彦会, 林琳. 短期增温和增加降水对内蒙古荒漠草原土壤呼吸的影响. 植物生态学报, 2012, 36(10): 1043-1053.

[34] Li X Y, Yang Z P, Li Y T, Lin H. Connecting ecohydrology and hydropedology in desert shrubs: stemflow as a source of preferential flow in soils. Hydrology and Earth System Sciences, 2009, 13(7): 1133-1144.

[35] 周玉蓉. 宁夏荒漠草原灌丛引入过程中土壤种子库、微生物矿化响应特征[D]. 银川: 宁夏大学, 2018: 1-67.

[36] Song M, He T G, Chen H, Wang K L, Li D J. Dynamics of soil gross nitrogen transformations during post-agricultural succession in a subtropical karst region. Geoderma, 2019, 341: 1-9.

[37] Ektvedt T M, Vetaas O R, Lundberg A. Land-cover changes during the past 50 years in the semi-arid tropical forest region of northern Peru. Erdkunde, 2012, 66(1): 57-75.

[38] 闫钟清, 齐玉春, 李素俭, 董云社, 彭琴, 贺云龙, 李兆林. 降水和氮沉降增加对草地土壤微生物与酶活性的影响研究进展. 微生物学通报, 2017, 44(6): 1481-1490.

[39] Garcia F O, Rice C W. Microbial biomass dynamics in tallgrass prairie. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(3): 816-823.

[40] Paul E A. Dynamics of organic matter in soils. Plant and Soil, 1984, 76(1/3): 275-285.

[41] Somova L A, Pechurkin N S. Functional, regulatory and indicator features of microorganisms in man-made ecosystems. Advances in Space Research, 2001, 27(9): 1563-1570.

[42] 冯书珍, 苏以荣, 张伟, 陈香碧, 何寻阳. 坡位与土层对喀斯特原生林土壤微生物生物量与丰度的影响. 环境科学, 2015, 36(10): 3832-3838.

[43] Bell C W, Tissue D T, Loik M E, Wallenstein M D, Acosta-Martinez V, Erickson R A, Zak J C. Soil microbial and nutrient responses to 7 years of seasonally altered precipitation in a Chihuahuan Desert grassland. Global Change Biology, 2014, 20(5): 1657-1673.

[44] 王学霞, 董世魁, 高清竹, 张勇, 胡国铮, 罗文蓉. 青藏高原退化高寒草地土壤氮矿化特征以及影响因素研究. 草业学报, 2018, 27(6): 1-9.

[45] Petrie M D, Collins S L, Litvak M E. The ecological role of small rainfall events in a desert grassland. Ecohydrology, 2015, 8(8): 1614-1622.

[46] Nielsen U N, Ball B A. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. Global Change Biology, 2015, 21(4): 1407-1421.

[47] Ochoa-Hueso R, Bell M D, Manrique E. Impacts of increased nitrogen deposition and altered precipitation regimes on soil fertility and functioning in semiarid Mediterranean shrublands. Journal of Arid Environments, 2014, 104: 106-115.

[48] 周建斌, 陈竹君, 李生秀. 土壤微生物量氮含量、矿化特性及其供氮作用. 生态学报, 2001, 21(10): 1718-1725.

[49] 王红, 范志平, 邓东周, 陈德龙, 孙学凯, 高俊刚, 曾德慧. 不同环境因子对樟子松人工林土壤有机碳矿化的影响. 生态学杂志, 2008, 27(9): 1469-1475.

[50] Yao Y F, Shao M A, Fu X L, Wang X, Wei X R. Effect of grassland afforestation on soil N mineralization and its response to soil texture and slope position. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2019, 276: 64-72.

[51] 韩梦琪, 潘占磊, 靳宇曦, 秦洁, 李江文, 王忠武, 韩国栋. 短花针茅荒漠草原土壤氮素矿化对载畜率的响应. 草业学报, 2017, 26(9): 27-35.