

doi: 10.7522/j.issn.1000-0240.2015.0183

Zhu Jingbin, Li Hongqin, He Huidan, et al. Analysis of the variation characteristics and controlling factors of soil rapidly available nitrogen in Haibei alpine meadow under grazing pressure gradient[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2015, 37(6): 1660-1669. [祝景彬, 李红琴, 贺慧丹, 等. 牧压梯度下海北高寒草甸土壤速效氮变化特征及其影响因素分析[J]. 冰川冻土, 2015, 37(6): 1660-1669.]

## 牧压梯度下海北高寒草甸土壤速效氮变化特征及其影响因素分析

祝景彬<sup>1,2</sup>, 李红琴<sup>1,3</sup>, 贺慧丹<sup>1,3</sup>, 毛绍娟<sup>1,3</sup>, 李英年<sup>1,3\*</sup>

(1. 中国科学院 西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 中国科学院 高原生物适应与进化重点实验室, 青海 西宁 810001)

**摘 要:** 在青海海北高寒矮嵩草草甸设置封育禁牧(CK)、轻牧(LG)、中牧(MG)和重牧(HG)放牧梯度试验样地,进行了土壤速效氮变化特征及影响因素的分析。结果表明:植物生长期的5-9月,土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和速效氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 之和)含量季节变化明显,基本表现为植物生长初期高,末期低。CK、LG、MG和HG条件下,5-9月0~40 cm土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均含量分别为17.62  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、17.84  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、18.63  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和16.67  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均含量为8.91  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、8.23  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、7.99  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和7.94  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,速效氮平均含量为26.53  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、26.07  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、26.62  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和24.61  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,基本表现出随放牧强度增大而降低。土壤速效氮月际变化与地上绿体生物量具有一定的负相关关系,表明地上生物量越大,消耗土壤速效氮越趋明显;与枯落物有一定的正相关关系,与地下生物量关系不甚明显,与湿沉降呈现负的相关性。土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量与土壤有机碳有负相关关系,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量与有机碳相关性差,表明土壤有机碳越高,土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 消耗越明显。

**关键词:** 海北高寒草甸; 牧压梯度; 土壤速效氮;

中图分类号: S153.6 文献标志码: A 文章编号: 1000-0240(2015)06-1660-10

### 0 引言

一般氮素在土壤中以有机化合物的形态存在,并依靠土壤中含氮有机物不断分解转化成无机态氮化合物才能被植物直接利用,这部分氮也称为土壤速效氮<sup>[1-3]</sup>。速效氮易溶于水,既是速效性养分,也是土壤中可供植物、微生物等有效利用和吸收的氮素,且均易随土壤水分运移<sup>[4]</sup>。过去近百年中,人类活动向全球陆地氮循环输入了双倍的氮量,已经引起全球氮超载及一系列环境问题<sup>[5]</sup>,氮素的沉降甚至造成了生物物种的减少<sup>[6]</sup>。而土壤氮素95%以上为有机氮、1%~5%为无机氮<sup>[7]</sup>,大部分有机氮都需要经过微生物分解转化成无机氮(矿

化),再进入土壤溶液被植物或微生物利用<sup>[8]</sup>。

放牧对土壤氮矿化影响的机制争议较大。通常认为,轻度放牧造成土壤氮矿化速率升高的主要原因在于食草动物对植物地上部分的啃食可以刺激根系分泌,从而增加根际微生物的活性,加快氮矿化速率。当放牧强度超过一定阈值后,由于植物地上部分严重受损,造成根系分泌减少,导致氮矿化速率下降<sup>[9]</sup>。其次,土壤肥沃程度也是影响土壤氮矿化的重要因素,肥沃土壤具有较高的氮矿化潜力,相反,贫瘠的土壤氮矿化潜力较低<sup>[10]</sup>。食草动物的践踏和啃食会对植物群落的物种多样性及功能群产生影响<sup>[11,12]</sup>,从而通过凋落物影响土壤质量。食草动物的粪便和尿液的输入也会影响土壤质量。说明

收稿日期: 2015-10-27; 修订日期: 2015-12-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(31270523; 31300385); 中国科学院战略性先导科技专项 A 类(XDA05050404-2)资助

作者简介: 祝景彬(1989-),男,汉族,山东菏泽人,2013年毕业于菏泽学院,现为中国科学院西北高原生物研究所读硕士研究生,主要从事全球变化生态学研究。E-mail: zhujingbin321@foxmail.com

\* 通讯作者: 李英年, E-mail: ynli@nwipb.ac.cn.

放牧强度、放牧时间和放牧历史是决定放牧对草地生态系统影响的主要因素, 其中放牧强度尤为重要。

然而, 有关速效氮的研究大多集中在温带地区, 在生态系统敏感和脆弱的青藏高原高寒草甸涉及较少<sup>[13]</sup>。高寒草甸是寒冷湿中生的多年草本植被类型<sup>[14]</sup>。近 30 年来, 广泛分布于青藏高原的高寒草甸生态系统在自然扰动与人为因素干扰下, 呈现出明显的退化态势<sup>[15-17]</sup>。这种退化的态势很大程度上取决于不合理的放牧, 其结果导致了生态系统的物质循环和能量流动发生改变。为了解放牧强度对速效氮的影响, 本研究利用不同放牧强度实验, 探讨了放牧梯度下高寒草甸土壤速效氮的变化特征, 以及与环境因素的关系。目的是为高寒草甸的科学管理和退化草甸的恢复与重建提供理论依据, 同时也为青藏高原氮素的管理提供参考。

## 1 研究区概况

试验地设在青海海北高寒草甸生态系统国家野外科学观测研究站(海北站)。海北站地处青藏高原东北隅祁连山北支冷龙岭东段南麓坡地(37°29′~37°45′N, 101°12′~101°23′E, 海拔 3 200~3 600 m)。该区位于亚洲大陆腹地, 具有明显的高原大陆性气候, 东南季风微弱。冬半年气候寒冷、干燥, 夏半年凉爽、湿润。高海拔条件制约, 气温极低, 无明显四季之分, 仅冷暖季之别, 干湿季分明。年平均气温 -1.7 °C, 降水量约 560 mm, 降水主要集中于植物生长季的 5-9 月, 约占年降水量的 80%, 年平均日照时数 2 462.7 h<sup>[18]</sup>。研究区为高寒草甸植被类型, 植被建群种为矮蒿草(*Kobresia humilis*), 主要优势种为垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、异针茅(*Stipa aliena*)、麻花苣(*Gentiana straminea*)、甘肃棘豆(*Oxytropis kansuensis*)和紫羊茅(*Festuca rubra*)等<sup>[19]</sup>。试验地在海北站西南方 1 km 处。

## 2 材料及方法

### 2.1 实验设计

不同放牧强度试验平台于 2011 年 8 月建立, 系冬季放牧草场。参照以往研究放牧强度的经验, 牧压梯度设置为封育对照(CK)、轻度放牧(4.5 只羊·hm<sup>-2</sup>)(LG)、中度放牧(7.5 只羊·hm<sup>-2</sup>)(MG)和重度放牧(15 只羊·hm<sup>-2</sup>)(HG)4 种方式<sup>[20]</sup>。试验地用围栏围封, 试验羊为当地藏系绵羊, 放牧依当地牧户放牧时间为准, 在每年的 10 月

15 日-次年 5 月 31 日进行。

### 2.2 样品采集与分析:

供试分析的监测及土壤样品收集于 2013 年 5-9 月每月 15 日前后进行。放牧梯度样地设计 10 m×20 m 的观测区, 以中央点及 10 m×20 m 的角点附近为观测样点, 即每个试验区共 5 个点(重复)。依 5、6、7、8、9 月每月在 5 个点正北方顺时针依次旋转 45°, 90°, …, 225°方位, 并按观测年序每年外延 1 m 取样和观测。2013 年在上述观测样点的右侧 2~3 m 处进行了 50 cm×50 cm 样方的生物量、种类组成等植被特征调查。观测时先收集枯落物装袋, 其次用剪刀齐地面分种剪下绿色植物个体装袋, 再用内径 8 cm 的根钻分 0~10 cm、10~20 cm 和 20~40 cm 层次收集土柱(每个样方 3 个重复), 土柱现场捣碎混合后过筛, 将过筛后的土壤和带根系的土壤分别分层装袋, 土壤样及时带至实验室后在冰柜速冻, 以备分析 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>+</sup>-N, 带根系的土壤拟测定地下根系生物量。8 月底在上述监测样方附近挖掘剖面, 分 0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm、30~40 cm 层次收集环刀土壤, 以调查土壤容重。这里说明的是, 因 8 月取得的土壤样品发生混乱, 导致 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>+</sup>-N 的缺测。

(1) 速效氮: 委托本所测试分析中心采用碱解扩散法测定。

(2) 生物量: 带根系的土壤带回实验室后分拣石粒、过筛、清洗等过程挑拣出包括多年死根在内的生物量装袋。在室内将分种生物量、枯落物、地下根系生物量等一并置入烘箱, 在 65 °C 烘温条件下烘干至恒重称重。其中地上生物量为分种生物量之和。

(3) 土壤有机质和有机碳密度: 所取土壤样品带回室内自然阴干, 利用重铬酸钾容量法-外加热法测定土壤有机质的含量。有机碳密度(SOC, kgC·m<sup>-2</sup>)采用以下公式<sup>[20]</sup>:

$$SOC = \sum D_i \times B_i \times OM_i \times S/1000 \quad (1)$$

式中:  $D_i$ 、 $B_i$ 、 $OM_i$ 和  $S$  分别为土层厚度(cm)、土壤容重( $g \cdot cm^{-3}$ )、土壤有机碳含量(%) 和对应面积( $cm^2$ );  $i$  代表土壤的分层数( $i=1, 2, 3$ )。

(4) 氮湿沉降量: 为了解大气对土壤氮素的补给, 期间还进行了大气湿沉降氮素的观测。在实验室的洁净实验台内, 将采雨器, 聚乙烯瓶先用 1:5 的 HCl 浸泡 4 d, 然后用去离子水淋洗 6 遍, 采雨

器平时用塑料袋扎好口,只在降水(包括降雨、降雪)之前打开,降水后马上采样.将样品取回实验室后,先用0.4 μm的滤膜过滤,装入聚乙烯瓶中,记录降雨量和有关气象数据,加入体积分数为0.5%的CHCl<sub>3</sub>密封保存,或零下15℃冷冻保存.收集的样品短期内送至中国科学院地理科学与资源研究所分析NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度,分析采用三通道连续流动分析仪(TRACC2000)测定.

### 2.3 数据处理

数据处理前采用Kolmogorov-Smirnov法进行正态性检验,当数据不满足正态分布则采用标准化后进行比较.对所测定的数据利用Excel和SPSS 16.0软件对数据进行统计分析.

## 3 结果与分析

### 3.1 放牧梯度下植物生长季土壤速效氮的变化特征

海北高寒草甸牧压梯度下不同层次土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量,除9月0~40 cm整层CK和HG具有显著性差异外,其他不同层次间显著差异性表现复杂(表1).0~40 cm整层CK、LG、MG和HG

条件下5~9月(8月缺测,下同)土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N平均含量分别为17.62 mg·kg<sup>-1</sup>、17.84 mg·kg<sup>-1</sup>、18.63 mg·kg<sup>-1</sup>和16.67 mg·kg<sup>-1</sup>.表现出自HG与CK、LG、MG差异显著,CK、LG、MG间变化不明显.HG条件可导致土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量的降低,但因试验年限3 a,LG、MG对土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量的影响不明显.

植物生长季放牧梯度试验区不同层次土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量月变化规律也不尽相同.在30 cm以上层次基本表现出5月、6月均较高,以后下降,9月最低;30~40 cm层次自5月开始持续下降.这主要表现在5~6月中旬前高寒草甸区温度较低,深层土壤仍保持冻结状态,随温度从结冰点开始回升,植物缓慢生长,生物量积累少,对土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的需求也很低,土壤矿化产生的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N较多,向大气挥发量也较低,进而对土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N提高有利.7月以后随温度上升降水增加,土壤完全解冻,良好的雨热协调配合下植被生长迅速,对土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N利用提高,矿化速率相对降低,导致土壤中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量下降,直至9月.

表1 牧压梯度海北高寒草甸下土壤速效氮的变化特征(单位: mg·kg<sup>-1</sup>)  
Table 1 The monthly variations of rapidly available nitrogen in soil in Haibei alpine meadow under grazing pressure gradient (Units: mg·kg<sup>-1</sup>)

土层 深度/cm	梯度	5月			6月			7月			8月			9月		
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N) +(NO <sub>3</sub> -N)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N) +(NO <sub>3</sub> -N)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N) +(NO <sub>3</sub> -N)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N) +(NO <sub>3</sub> -N)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N) +(NO <sub>3</sub> -N)
0~10	CK	39.93 <sup>Ab</sup>	3.05 <sup>Ac</sup>	42.99 <sup>Ab</sup>	46.36 <sup>Aa</sup>	21.41 <sup>Aa</sup>	67.78 <sup>Aa</sup>	27.34 <sup>Ac</sup>	9.56 <sup>Ab</sup>	36.90 <sup>Abc</sup>	-	-	-	20.88 <sup>Ac</sup>	7.01 <sup>Abc</sup>	27.90 <sup>Ac</sup>
	LG	39.09 <sup>Aa</sup>	6.48 <sup>Ab</sup>	45.57 <sup>Aa</sup>	36.85 <sup>Aa</sup>	12.39 <sup>Ba</sup>	49.24 <sup>Ba</sup>	25.17 <sup>Ab</sup>	9.19 <sup>Ab</sup>	34.36 <sup>Ab</sup>	-	-	-	16.01 <sup>ABb</sup>	6.69 <sup>Ab</sup>	22.69 <sup>ABb</sup>
	MG	42.12 <sup>Aa</sup>	5.67 <sup>Ab</sup>	47.79 <sup>Bc</sup>	45.97 <sup>Aa</sup>	16.14 <sup>ABa</sup>	62.11 <sup>ABa</sup>	24.21 <sup>Ab</sup>	7.58 <sup>Ab</sup>	31.79 <sup>Ab</sup>	-	-	-	16.67 <sup>ABbc</sup>	8.00 <sup>Ab</sup>	24.68 <sup>ABbc</sup>
	HG	54.19 <sup>Aa</sup>	4.22 <sup>Ab</sup>	58.41 <sup>Aa</sup>	40.33 <sup>Aa</sup>	14.52 <sup>ABa</sup>	54.86 <sup>ABa</sup>	20.26 <sup>Aa</sup>	9.32 <sup>Ab</sup>	29.59 <sup>Aa</sup>	-	-	-	11.77 <sup>Ba</sup>	8.32 <sup>Ab</sup>	20.09 <sup>Ba</sup>
10~20	CK	18.79 <sup>Aa</sup>	4.06 <sup>Bc</sup>	22.85 <sup>Ab</sup>	19.28 <sup>Ba</sup>	19.95 <sup>Aa</sup>	39.24 <sup>Aa</sup>	14.78 <sup>Ab</sup>	8.22 <sup>Ab</sup>	23.01 <sup>Ab</sup>	-	-	-	11.66 <sup>Ab</sup>	8.15 <sup>Ab</sup>	19.82 <sup>Ab</sup>
	LG	19.63 <sup>Aa</sup>	6.44 <sup>ABb</sup>	26.07 <sup>Ab</sup>	22.19 <sup>Aa</sup>	15.03 <sup>Aa</sup>	37.22 <sup>Aa</sup>	14.44 <sup>Ab</sup>	9.36 <sup>Ab</sup>	23.80 <sup>Abc</sup>	-	-	-	10.16 <sup>Ac</sup>	6.80 <sup>Ab</sup>	16.96 <sup>Ac</sup>
	MG	28.61 <sup>Aa</sup>	4.49 <sup>ABb</sup>	33.10 <sup>Aab</sup>	21.40 <sup>ABab</sup>	14.88 <sup>Aa</sup>	36.28 <sup>Aa</sup>	17.42 <sup>Ab</sup>	7.50 <sup>Ab</sup>	24.93 <sup>Ab</sup>	-	-	-	11.43 <sup>Ab</sup>	7.20 <sup>Ab</sup>	18.64 <sup>Ab</sup>
	HG	19.77 <sup>Aa</sup>	10.63 <sup>Aa</sup>	30.45 <sup>Aa</sup>	20.37 <sup>ABa</sup>	16.37 <sup>Aa</sup>	36.74 <sup>Aa</sup>	12.80 <sup>Ab</sup>	6.73 <sup>Ab</sup>	19.53 <sup>Ab</sup>	-	-	-	9.99 <sup>Ab</sup>	6.47 <sup>Ab</sup>	16.46 <sup>Ab</sup>
20~30	CK	12.92 <sup>Bab</sup>	3.06 <sup>Bc</sup>	15.99 <sup>Cb</sup>	14.51 <sup>Aa</sup>	14.10 <sup>Aa</sup>	28.62 <sup>Aa</sup>	10.82 <sup>Ab</sup>	8.33 <sup>Ab</sup>	19.15 <sup>Ab</sup>	-	-	-	8.19 <sup>Ab</sup>	6.92 <sup>Abc</sup>	15.11 <sup>Ab</sup>
	LG	20.41 <sup>Aa</sup>	9.35 <sup>Ab</sup>	29.77 <sup>Aa</sup>	16.7 <sup>Aa</sup>	13.25 <sup>Aa</sup>	29.95 <sup>Aa</sup>	9.71 <sup>Ab</sup>	7.99 <sup>Abc</sup>	17.71 <sup>Ab</sup>	-	-	-	7.23 <sup>Ab</sup>	5.31 <sup>Ac</sup>	12.54 <sup>Ac</sup>
	MG	19.14 <sup>Aa</sup>	3.59 <sup>Bc</sup>	22.73 <sup>Bb</sup>	15.58 <sup>Ab</sup>	12.06 <sup>Aa</sup>	27.65 <sup>Aa</sup>	11.27 <sup>Ac</sup>	7.85 <sup>Ab</sup>	19.13 <sup>Abc</sup>	-	-	-	7.31 <sup>Ad</sup>	5.42 <sup>Ac</sup>	12.73 <sup>Ac</sup>
	HG	11.32 <sup>Bab</sup>	5.81 <sup>ABb</sup>	17.13 <sup>BCb</sup>	14.75 <sup>Aa</sup>	12.05 <sup>Aa</sup>	26.80 <sup>Aa</sup>	9.86 <sup>Ab</sup>	6.53 <sup>Ab</sup>	16.40 <sup>Ab</sup>	-	-	-	6.20 <sup>Ab</sup>	4.55 <sup>Ab</sup>	10.75 <sup>Ac</sup>
30~40	CK	13.61 <sup>Aa</sup>	5.81 <sup>Aab</sup>	19.42 <sup>Aab</sup>	9.84 <sup>Aab</sup>	13.48 <sup>Aa</sup>	23.33 <sup>Aa</sup>	7.81 <sup>Ab</sup>	5.91 <sup>Ab</sup>	13.73 <sup>Ab</sup>	-	-	-	5.26 <sup>Ab</sup>	3.34 <sup>Ab</sup>	8.61 <sup>Ab</sup>
	LG	23.13 <sup>Aa</sup>	3.72 <sup>Ab</sup>	26.86 <sup>Aa</sup>	12.04 <sup>Aab</sup>	9.67 <sup>Aa</sup>	21.71 <sup>Aab</sup>	7.97 <sup>Ab</sup>	6.42 <sup>Ab</sup>	14.40 <sup>Ab</sup>	-	-	-	4.75 <sup>Ab</sup>	3.59 <sup>Ab</sup>	8.35 <sup>Ab</sup>
	MG	15.35 <sup>Aa</sup>	8.84 <sup>Aa</sup>	24.19 <sup>Aa</sup>	10.22 <sup>Ab</sup>	8.61 <sup>Aa</sup>	18.83 <sup>Aab</sup>	7.15 <sup>Abc</sup>	6.28 <sup>Ab</sup>	13.43 <sup>Ab</sup>	-	-	-	4.62 <sup>Ac</sup>	3.53 <sup>Ab</sup>	8.16 <sup>Ab</sup>
	HG	13.28 <sup>Aa</sup>	4.45 <sup>Aab</sup>	17.73 <sup>Aa</sup>	10.21 <sup>Aab</sup>	8.46 <sup>Aa</sup>	18.67 <sup>Aa</sup>	7.26 <sup>Ab</sup>	4.93 <sup>Ab</sup>	12.19 <sup>Ab</sup>	-	-	-	4.35 <sup>Ab</sup>	3.61 <sup>Ab</sup>	7.96 <sup>Ab</sup>
0~40	CK	21.31 <sup>Aa</sup>	4.01 <sup>Ac</sup>	25.31 <sup>Ab</sup>	22.50 <sup>Aa</sup>	17.24 <sup>Aa</sup>	39.74 <sup>Aa</sup>	15.18 <sup>Ab</sup>	8.01 <sup>Ab</sup>	23.2 <sup>Ab</sup>	-	-	-	11.50 <sup>Ac</sup>	6.36 <sup>Abc</sup>	17.86 <sup>Ac</sup>
	LG	25.57 <sup>Aa</sup>	6.50 <sup>Abc</sup>	32.07 <sup>Aa</sup>	21.94 <sup>Aa</sup>	12.58 <sup>Aa</sup>	34.53 <sup>Aa</sup>	14.32 <sup>Ab</sup>	8.24 <sup>Ab</sup>	22.57 <sup>Ab</sup>	-	-	-	9.54 <sup>ABb</sup>	5.60 <sup>Ac</sup>	15.14 <sup>ABc</sup>
	MG	26.19 <sup>Aa</sup>	5.64 <sup>Ab</sup>	31.83 <sup>Aa</sup>	23.29 <sup>Aa</sup>	12.98 <sup>Aa</sup>	36.22 <sup>Aa</sup>	15.01 <sup>Abc</sup>	7.31 <sup>Ab</sup>	22.62 <sup>Ab</sup>	-	-	-	10.01 <sup>ABc</sup>	6.04 <sup>Ab</sup>	16.05 <sup>ABc</sup>
	HG	24.64 <sup>Aa</sup>	6.28 <sup>Ab</sup>	30.93 <sup>Aab</sup>	21.41 <sup>Aab</sup>	12.85 <sup>Aa</sup>	34.27 <sup>Aa</sup>	12.55 <sup>Ab</sup>	6.88 <sup>Ab</sup>	19.43 <sup>Ab</sup>	-	-	-	8.08 <sup>Bb</sup>	5.73 <sup>Ab</sup>	13.82 <sup>Bb</sup>

注:大写字母表示同一月份不同放牧强度之间的差异,小写字母表示同一放牧强度不同月份之间的差异(P=0.05)

牧压梯度下土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量除个别层次上存在土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量的显著性差异明显外, 极大多数层次间差异不显著(表 1), 特别是 0~40 cm 整层在不同牧压梯度下土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量各月间均无显著性差异. 5~9 月土壤 0~40 cm 层次 CK、LG、MG 和 HG 条件下土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  平均含量分别为  $8.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $8.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $7.99 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $7.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 自 CK 到 HG 逐渐降低. 说明放牧强度对土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量有一定影响但并不明显.

不论何种放牧强度, 土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量基本上都表现自 5 月开始到 6 月最大, 以后下降, 9 月最小. 5 月植被生长缓慢, 地表生物量很低, 此时温度低, 土壤 30 cm 层次以下仍保持冻结状态, 硝化作用弱. 6 月中旬前深层(100 cm 以下)土壤虽有冻结, 但上层土壤完全融化, 植物仍处在缓慢生长期, 温度升高, 土壤硝化作用加强, 提高了土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量. 6 月中旬~9 月, 植物在良好的水热条件下得到迅速生长, 消耗大量的土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  而降低. 同样受地表覆盖物影响而导致的微气候环境的改变下, 不同放牧强度下其生长期的月际变化略有差异.

土壤速效氮的变化规律与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的含量变化大同小异(表 1). 不同放牧强度 0~40 cm 层次土壤速效氮含量在 5~7 月之间差异不显著, 但 9 月 CK 和 HG 之间存在显著性差异, 说明放牧对土壤速效氮含量的变化仍有较大的影响. 6~9 月不同放牧强度 0~40 cm 层次土壤速效氮含

量  $\text{CK} > \text{MG} > \text{LG} > \text{HG}$  (平均分别为  $26.53$ 、 $26.07$ 、 $26.62$  和  $24.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 即 CK、MG、LG 间无显著差异, 但与 HG 差异显著, 特别是在土壤表层的 0~10 cm 差异更为明显, 表明 HG 可影响到土壤速效氮含量的减少, 且放牧强度影响主要表现在表层, 以后随放牧历史延长其滞后性作用将会有可能显现.

从 0~40 cm 整层其土壤速效氮含量的季节变化, 不论何种放牧强度均表现为自 5 月上升, 6 月达最高后逐渐下降, 变化规律明显. 有研究表明<sup>[21]</sup>, 高寒草甸氨化作用强, 5~10 月  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  平均达到  $0.205 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ , 而硝化作用强度为  $0.016 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ . 虽然土壤有机氮丰富, 但氨化作用产生的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  只有很少部分被硝化细菌转化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  供植物吸收利用, 绝大部分  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  被土壤中数量众多的反硝化细菌转化为分子态氮释放到大气中, 引起氮素损失. 温度升高降水增加, 土壤湿度升高后, 氨化作用加强, 可硝化作用受环境影响作用明显, 故土壤氮素损失严重. 由于氮素在土壤中存在的形态比较复杂, 不同形态的氮, 受外界环境条件影响, 随时都在相互转化. 草盛期植物对氮的需求量增加, 有机氮的矿化速率不能与之适应, 导致植物强度生长后土壤速效氮降低.

### 3.2 土壤速效氮与环境因子的相关性

#### 3.2.1 相关环境因素的变化特征

不同放牧条件下植被地上绿体生物量自 5 月开始到 9 月逐渐增加(图 1a), 其中, 5 月表现为  $\text{CK} > \text{LG} > \text{MG} > \text{HG}$ , 到 9 月表现为  $\text{LG} > \text{CK} > \text{HG}$

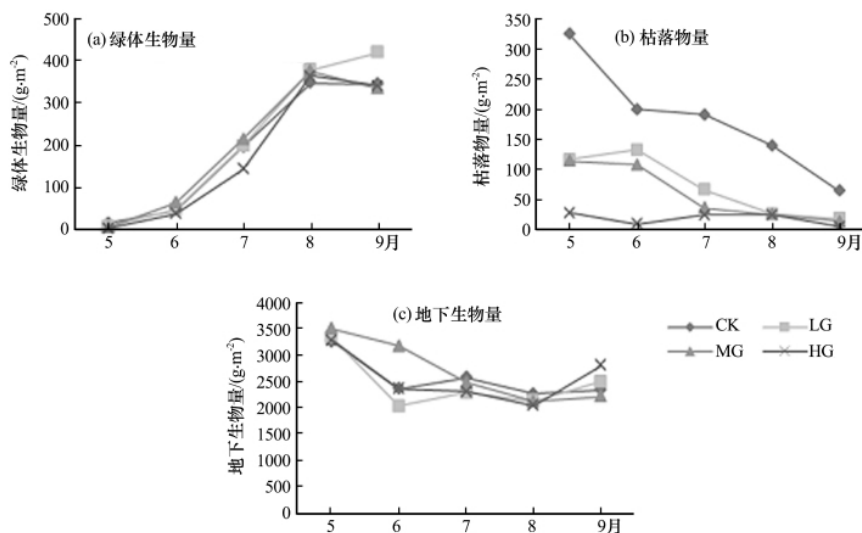


图 1 牧压梯度下海北高寒草甸植被地上地下生物量的变化特征

Fig. 1 The monthly variations of aboveground biomass and underground biomass ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) in Haibei alpine meadow under grazing pressure gradient

>MG,表明适度放牧在一定程度上有利于植被绿体的增加. 枯落物受牲畜对地上植被的啃食以及随雨热条件转好自然分解加快的影响,均表现为 CK > LG > MG > HG, 并依时间进程延长而降低(图 1b). 0~40 cm 整层地下生物量总体表现出一“W”型的变化规律(图 1c). 在 5 月份表现为 MG > LG > HG > CK, 到 9 月表现为 HG > LG > CK > MG. 不同月份间变化复杂,这与不同放牧强度的影响下家畜啃食后地上部分再生能力不同,导致植物资源的地上地下分配和流动有很大关系,具体原因有待做深入观测和研究.

生长期  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和速效氮湿沉降量自 5~7 月(6 月)下降,再到 9 月是增加的(图 2),表现出一偏“U”型变化规律. 而  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  自 5 月增加,7 月达最大后有下降,表现出倒“U”型的单峰式变化. 5~9 月  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  和速效氮湿沉降量分别为 1.08、0.75、1.83  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,也证实湿沉降速效氮量近 60% 来自  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ .

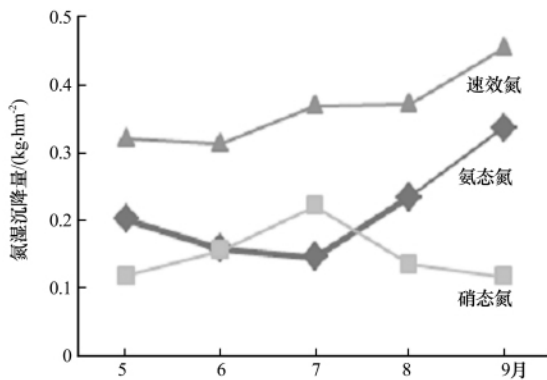


图 2 大气氮湿沉降量变化特征

Fig. 2 The monthly variations of wet deposition of nitrogen ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ )

不同放牧强度 0~40cm 土壤有机碳密度在植物生长期的月变化不尽相同(图 3), LG 和 CK 条件下自 5 月开始逐渐升高,9 月达最大; MG 和 HG 条件下自 5 月开始上升到 7 月达最大后下降. 5~7 月 HG 土壤有机碳密度平均值(17.50  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 高于 LG(16.28  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 和 CK(16.96  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ), MG(14.76  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 最低. LG 和 CK 立枯物分解腐烂后淋溶作用增加了土壤有机碳,同时植物可得到旺盛的生长后根系分泌物高,导致土壤有机碳相对较高. HG 区虽地表植物被家畜反复践踏和啃食后枯落物较少,地表近似裸露,表层土壤受水热变化影响剧烈,短期 HG 还可加剧土壤根系的死亡. 这种环境条件不仅加快了微生物代谢功能,而且根

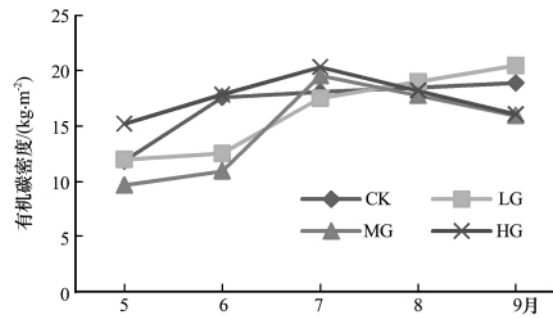


图 3 牧压梯度下海北高寒草甸的有机碳密度变化特征( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )

Fig. 3 The monthly variations of organic carbon density in Haibei alpine meadow under grazing pressure gradient (Units:  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )

系死亡后腐殖质增大的同时补给增大了土壤有机碳密度,甚至高于 LG 和 CK.

### 3.2.2 速效氮与环境因素的相关性

矿化作用和硝化作用是决定土壤速效氮含量最关键的两个过程,然而对于高海拔地区土壤氮的矿化和硝化的研究没有一致的结论. 表 2 给出了  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、速效氮在 0~40 cm 层次与环境因素的相关性. 由表 2 可见, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  与环境因素的相关性相对强于  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  与环境因素的相关性,说明矿化作用更易受到外界环境因素的影响,硝化作用对外界环境因素的响应不是太敏感.

植被绿体地上生物量高低基本反映了植物在生长过程中的生长速率、生产量的高低. 从表 2 中可以看到,地上绿体生物量与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、速效氮均呈负相关关系,其中,与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和速效氮的负相关性达显著水平. 表明在高寒草甸的植物生长季植物主要吸收土壤中的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  用于维持自身生长和营养循环,以抵御高寒地区低温侵害等环境胁迫. 当植物生长迅速时,大量吸收土壤中的速效氮(特别是  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) 造成土壤速效氮含量的减少. 这种关系在 CK 和 LG 试验区反应更显著, MG 条件下较低些. HG 条件下,因放牧植被盖度较其他放牧试验区低,较低的冠面阻隔作用使大气湿沉降可直接到达地表易增加土壤氮素量,因而存在着植物在生长过程中更易释放土壤氮,形成其绿体地上生物量时消耗更多的土壤速效氮而产生与土壤速效氮存在明显的负相关关系.

枯落物量作为生物量的一部分,在地表存留时间与气象条件、上年度生产量高低及放牧或 CK 后的残留量等有关. 气象条件好(高温、多降水)的年景,良好的水热条件配合下,可促使枯落物分解加

表 2 土壤速效氮与环境因素的相关性

Table 2 The correlations between rapidly available nitrogen in soil and environmental factors

要素	梯度	绿体	枯落物	地下生物量	湿沉降量	有机碳
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	CK	-0.966**	0.805	0.519	-0.660	-0.646
	LG	-0.966**	0.939*	0.512	-0.583	-0.990**
	MG	-0.872	0.915*	0.850	-0.737	-0.716
	HG	-0.928*	0.315	0.493	-0.569	-0.35
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	CK	-0.318	-0.096	-0.493	0.280	0.37
	LG	-0.549	0.695	-0.527	0.391	-0.555
	MG	-0.373	0.445	0.321	0.263	-0.323
	HG	-0.518	-0.364	-0.282	0.196	0.196
$(\text{NH}_4^+ - \text{N}) + (\text{NO}_3^- - \text{N})$	CK	-0.702	0.403	0.003	-0.759	-0.149
	LG	-0.966**	0.992**	0.243	-0.921*	-0.987**
	MG	-0.737	0.793	0.701	-0.809	-0.611
	HG	-0.911*	0.133	0.302	-0.891*	-0.216

注: \* 表示显著相关 ( $P < 0.05$ ); \*\* 表示极显著相关 ( $P < 0.01$ )

快, 淋溶作用补给的土壤速效氮高. 相同枯落物量状况下, 水热条件匹配稍差(如高温少降水、或低温多降水, 或低温低降水)时往往导致枯落物分解减缓, 补给土壤氮素量相对弱些. 同样, 放牧后地表留存的枯落物量不同, 其枯落物分解过程中补给的土壤氮素也存在较大的差异. MG、LG 试验区地表枯落物比 HG 高而比 CK 封育低, 表明适度的枯落物日间更易接受太阳辐射后加热地表及较深层土壤, 降水也易穿透覆盖物到达地表而增加了有效降水量, 同时淋溶作用增加了对土壤氮的补给, 使土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  与枯落物量成为明显的正相关关系. HG 条件下植被盖度低, 降水易到达, 地表受太阳辐射变化强烈于 MG、LG 试验区, 地表温度日变化剧烈, 形成明显温度梯度, 土壤氮在温度梯度作用下变化剧烈, 释放明显加大, 导致速效氮与枯落物量存在一定正相关关系, 但达不到显著性检验水平. CK 试验区覆盖物最多, 底层多年的枯落物层不仅阻隔降水的渗透也限制了温度的下传导, 其表层截留的降水更为明显, 土壤得到的有效降水下降明显, 进而对土壤氮素的提高起到一定的减缓作用, 同样形成了速效氮与枯落物量的正相关性, 但也达不到显著性检验水平. 这些表明适度的枯落物量会促进土壤的矿化作用, 但与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  相关性不大.

地下生物量与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  呈现弱的正相关性, 与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、速效氮并没有表现出明显的相关性. 已有研究表明<sup>[22]</sup>, 草原植物优先利用  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  形

成绿色生物量, 使土壤中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  净余量减少,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  对植被绿色生物量的形成有较大贡献. 所以, 由于高寒草甸土壤中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量较少, 植被对于  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  吸收比较充分, 导致地下生物量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  没有表现出明显相关性.

氮氮湿沉降量与土壤中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  量呈现负相关性,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  湿沉降量与土壤中的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  量没有表现出相关性, 速效氮湿沉降量与土壤中速效氮量呈现负相关性. 这是因为湿沉降伴随着大气降水, 大气降水一方面会冲刷走表层的有机质, 另一方面会增大土壤湿度, 抑制了一部分微生物活动, 从而减弱了矿化作用, 并且降水促进了植被生长, 即促进了植被对土壤中速效氮的吸收, 最终导致土壤中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和速效氮含量减少.

有机质来源于地上部分植物枝叶和动物粪便的分解淋溶以及根系的分泌和死根的分解.  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  与土壤有机碳呈现负相关性, 并且在 LG 组表现极为显著;  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  与有机碳相关性不明显; 速效氮与有机质呈现负相关性, 并且在 LG 组达到极显著负相关. 表现出土壤氮素缺乏时, 植被会输送更多的碳至根部, 由此产生更多的细根促进对土壤中氮素的吸收. 故土壤中速效氮含量较少时, 反而有机质含量较高.

#### 4 讨论与结论

放牧对土壤中氮素的影响机制因放牧强度、放牧时间和放牧历史而不同, 目前仍然存在争议. 姚

爱兴等<sup>[23]</sup>研究不同放牧强度下奶牛对多年生黑麦草和白三叶草地土壤特性的影响时发现,土壤速效氮随着放牧强度的增加而减少.戎郁萍等<sup>[24]</sup>和裴海昆<sup>[25]</sup>均发现沿着放牧强度的增加土壤速效氮含量增加.可见,因地理位置的差异以及环境因素的影响,放牧对土壤速效氮含量的影响结果不尽一致.

本研究发现,放牧可减少土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量,重牧作用最明显,但对土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量影响并不明显.随放牧强度增加,家畜对草地践踏加剧,土壤紧实度增加,容重上升,通气性变差,含水量下降,从而使淋溶作用减弱,微生物代谢活动变缓,进而矿化作用和硝化作用减弱,且矿化作用更加明显,终究导致 HG 条件下土壤速效氮含量减少.放牧对高寒草甸土壤速效氮的变化有着直接和间接的影响,直接影响包括食草动物对其消化的养分(氮)只吸收其中一小部分,其余大部分以粪便和尿的形式返回到土壤中,进而影响草地土壤中的氮含量.说明放牧通过改变草地植被产量,植被组成和植被氮含量来间接影响氮的循环,放牧也可以改变植物根系的分布及根冠比等将影响土壤氮含量和氮素循环<sup>[22]</sup>.

气象数据显示,海北高寒草甸区 80% 的降水和非结冰( $\geq 0^\circ\text{C}$ )日集中在 5-9 月.在植物生长初期,随着气候转暖,土壤冻结开始融化,微生物活性日趋活跃,矿化作用随之增强,同时植物生长对速效氮的吸收增加.但因植被生长相对缓慢,对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  利用低,导致土壤含有较高的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ .生长中后期,雨热同期,植被生长迅速,需要从土壤中吸收大量  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  来满足自身生长的需要,导致土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量下降.基本表现为 6 月最大,5 月和 9 月小的偏单峰变化过程.气候影响植物生长的同时,硝化细菌代谢能力也具有相同的变化过程,导致 5 月、6 月积累  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  量与植被吸收的量差值最大,土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量也是最高的.速效氮含量中铵态氮占据了很大的比例,进而其季节变化与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  变化相同,同样在 5 月、6 月高,植物生长季中后期(7-9 月)逐渐下降.也看到,在生长季土壤氮素的矿化速率和硝化速率变化并非一致,其影响因素和变化特征有待进一步研究.

绿体生物量与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、速效氮呈现负相关性,这是因为在生长季植物主要吸收土壤中的速效氮用于维持自身生长和营养循环,以抵御

高寒地区低温侵害等环境胁迫.植物在生长过程中不断吸收土壤速效氮造成土壤速效氮含量降低.枯落物与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、速效氮呈现正相关性,这与枯落物腐败分解后会产生速效氮有关,这些速效氮通过淋溶作用进入土壤而增加了土壤速效氮,但与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  相关性差,说明枯落物主要影响的是矿化作用,对于硝化作用影响较小.地下生物量与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、速效氮并没有表现出明显的相关性,这是因为植被的根系分为活根和死根,对于氮素的吸收主要是活根中的细根,而死根与活根的比例和粗根与细根的比例受多种因素影响.一方面根从土壤中吸收速效氮,另一方面死根分解会产生速效氮,且根系的分泌物对速效氮含量也有很大影响,因此地下生物量与速效氮的关系相关性不是太明显,且不同土层也是不一致的,如,在 0~10 cm 层次上与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  呈现负相关性,而在 0~40 cm 层次上却呈现弱的正相关性,表明植物生长对表层  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的利用更明显.

氨氮湿沉降量与土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  出现不同的相关关系,这是因为湿沉降与降水有关,降水一方面会冲刷走土壤表层的有机质,另一方面会增大土壤湿度,抑制了一部分微生物活动,从而减弱了矿化作用,最终导致土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和速效氮含量降低.土壤有机质在土壤剖面中的分布取决于土壤有机物质和腐殖质在下渗水作用下在土体中的淋溶、迁移、淀积,以及其在土壤小动物作用下与矿质土体振动、混合的过程<sup>[26]</sup>,当土壤中氮素缺乏时,植被会输送更多的碳至根部,由此产生更多的细根促进对土壤中氮素的吸收,导致土壤速效氮含量较少时反而促使有机质含量增加.也有研究表明<sup>[27]</sup>,随着土壤有机质含量的升高,其速效氮含量也升高.由此可见,由于地理位置的差异以及环境因素的影响,土壤有机质与速效氮的关系也不尽一致.

本研究只是探讨了土壤中速效氮的变化特征及其影响因素,土壤中的氮素 95% 以上为有机氮、1%~5% 为无机氮.但是,土壤有机氮组分极为复杂,大部分有机氮都需要经过微生物分解转化成无机氮(矿化),再进入土壤溶液被植物或微生物利用.因此,土壤中可水溶的或易分解的氮素为潜在氮素养分供应源,而存在于土壤溶液中的无机氮和溶解有机氮是土壤近期最直接的氮素养分来源.因此,对于高寒草甸土壤中有机氮的研究同样具有重要意义.但受多方面影响,明晰野外试验地土壤的

确切化学成分仍有难度。

通过对海北高寒草甸冬季放牧草场 3 a 放牧强度试验表明, 植物生长期土壤速效氮具有如下变化趋势: 1) 土壤速效氮有明显的季节变化, 基本表现为植物生长初期高, 末期低; 2) 土壤速效氮受放牧强度影响很大, 基本表现出随放牧强度增大而降低; 3) 月际变化过程中土壤速效氮与地上绿体生物量具有一定的负相关关系, 表明地上生物量越大, 消耗土壤速效氮越趋明显; 而与枯落物表现出一定的正相关关系, 表明枯落物的淋溶作用可增加土壤速效氮。与地下生物量关系中发现, 在 0~10 cm 层次上  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  与地下生物量呈现负相关性, 0~40 cm 层次上却呈现弱的正相关性, 但  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、速效氮与地下生物量并没有表现出明显的相关性; 土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量与土壤有机碳有负相关关系, 在 LG 组表现为极显著负相关, 表明土壤有机碳越高, 土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  消耗越明显。  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量与有机碳相关性差。土壤速效氮与有机碳及氮湿沉降呈现负的相关性, 且与氮湿沉降在 LG 组达到极显著负相关。

#### 参考文献 (References):

- [1] Wang Yanping, Gao Jixi, Liu Shanghua, *et al.* Effects of organic manure on the profile distribution of soil nitrate N in a peach orchard[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(7): 1501-1505. [王艳萍, 高吉喜, 刘尚华, 等. 有机肥对桃园土壤硝态氮分布的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(7): 1501-1505.]
- [2] Hu Hongxiang, Hong Tianqiu, Fan Lili. Study on soil organic matter and N and P variations of Ma'anshan in Chaohu[J]. Soil and Water Conservation in China, 2006, 12(11): 26-28. [胡宏祥, 洪天求, 樊丽莉. 巢湖马鞍山土壤有机质和 N、P 变化研究[J]. 中国水土保持, 2006, 12(11): 26-28.]
- [3] Han Jianguo, Hanyongxin, Sun Tiejun, *et al.* Effects of returning cultivated land to herbage on soil organic matter and nitrogen in the agro-pastoral transitional zone of north China[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2004, 13(4): 21-28. [韩建国, 韩永伟, 孙铁军, 等. 农牧交错带退耕还草对土壤有机质和氮的影响[J]. 草业学报, 2004, 13(4): 21-28.]
- [4] Bashkin V N. Howarth R W. Modern Biogeochemistry [M]. New York: Kluwer Academic Publishers, 2003: 109-125.
- [5] BREEMEN V. Natural organic tendency [J]. Nature, 2002, 4(15): 351-382.
- [6] STEVENS C J, DISE N B, Mountford J O, *et al.* Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands [J]. Science, 2004, 303(5665): 1876-1884.
- [7] National Soil Survey Office. Soils in China [M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 1998: 875-900. [全国土壤普查办公室. 中国土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998: 875-900.]
- [8] Hu Jinming, Yuan Han, Li Jie, *et al.* Variation of soil rapid available nitrogen components and its implication in Napahai lake marsh region, Northwest Yunnan mountain [J]. Journal of Mountain Science, 2011, 29(3): 269-275. [胡金明, 袁寒, 李杰, 等. 滇西北纳帕海湿地区域土壤速效氮组分的分异及指示意义[J]. 山地学报, 2011, 29(3): 269-275.]
- [9] Xu Yuqing, Li Linghao, Wang Qibing, *et al.* The pattern between nitrogen mineralization and grazing intensities in an Inner Mongolian typical steppe [J]. Plant and Soil, 2007, 300(1/2): 289-300.
- [10] Deenik J. Nitrogen mineralization potential in important agricultural soils of Hawaii [J]. Soil Crop Management, 2006, 15(1): 1-5.
- [11] Altesor A, Oesterheld M, Leoni E, *et al.* Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland [J]. Plant Ecology, 2005, 179(1): 83-91.
- [12] Anderson P M L, Hoffman M. The impacts of sustained heavy grazing on plant diversity and composition in lowland and upland habitats across the Kamiesberg mountain range in the Succulent Karoo, South Africa [J]. Journal of Arid Environments, 2007, 70(4): 686-700.
- [13] Sun Dashaui. Studies on the effects of grazing intensity on vegetation and soil in alpine meadow on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2012. [孙大帅. 不同放牧强度对青藏高原东部高寒草甸植被和土壤影响的研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2012.]
- [14] Li Wenhua, Zhou Xingmin. The ecological system of Qinghai-Tibet Plateau and the model of optimize using [C]//Qinghai-Tibet Plateau research series. Guangzhou: Guangdong Science and Technology Press, 1998, 39: 183-270. [李文华, 周兴民. 青藏高原生态系统及优化利用模式 [C]//青藏高原研究丛书. 广州: 广东科技出版社, 1998, 39: 183-270.]
- [15] Fang Jingyun, Liu Guohua, Xu Songling. Chinese terrestrial ecosystem carbon cycle and its global significance [C]//Concentrations of greenhouse gases and emission monitoring and its related process. Beijing: China Environmental Science Press, 1996: 129-139. [方精云, 刘国华, 徐嵩龄. 中国陆地生态系统的碳循环及其全球意义 [C]//温室气体浓度和排放监测及相关过程. 北京: 中国环境科学出版社, 1996: 129-139.]
- [16] Piao Shilong, Fang Jingyun. Dynamic vegetation cover change over the last 18 years in China [J]. Quaternary Sciences, 2001, 21(4): 294-302. [朴世龙, 方精云. 最近 18 年中国植被覆盖的动态变化 [J]. 第四纪研究, 2001, 21(4): 294-302.]
- [17] Yang Shengren, Liu Changming, Sun Rui, *et al.* The vegetation cover over last 20 years in Yellow River basin [J]. Acta Geographica Sinica, 2002, 57(6): 679-684. [杨胜人, 刘昌明, 孙睿, 等. 最近 20 年来黄河流域植被覆盖变化析 [J]. 地理学报, 2002, 57(6): 679-684.]
- [18] Li Yingnian, Zhao Xinuan, Cao Guangmin, *et al.* Analyses on Chinese and vegetation productivity background at Haibei alpine meadow ecosystem research station [J]. Plateau Meteorology, 2004, 23(4): 558-567. [李英年, 赵新全, 曹广民, 等. 海北高寒草甸生态系统定位站气候、植被生产力背景的分析 [J]. 高原气象, 2004, 23(4): 558-567.]
- [19] Zhou Xingmin. Chinese kobresia meadow [M]. Beijing: Science Press, 2001. [周兴民. 中国嵩草草甸 [M]. 北京: 科学出版社, 2001.]
- [20] Liu Xiaoqin, Wu Qihua, Li Hongqin, *et al.* A comparison of the vegetation/soil carbon density and net ecosystem  $\text{CO}_2$  exchange of alpine meadow with different enclose durations [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2013, 35(4): 848-856. [刘晓琴, 吴启华, 李红琴, 等. 高寒草甸不同封育年限植被/土壤



- 碳密度及净生态系统 CO<sub>2</sub> 交换量的比较[J]. 冰川冻土, 2013, 35(4): 848-856.]
- [21] Wang Qilan, Yang Tao. The study on alpine meadow soil nitrogen metabolism strength [C]//The alpine meadow ecosystem. Beijing: Science Press, 1995: 179-187. [王启兰, 杨涛. 高寒草甸土壤氮素代谢作用强度的研究[C]//高寒草甸生态系统. 北京: 科学出版社, 1995: 179-187.]
- [22] Gao Yingzhi, Wang Shiping, Han Xingguo, *et al.* Soil nitrogen regime and the relationship between aboveground green phytobio-mass and soil nitrogen fractions at different stocking rates in the Xilin River basin, Inner Mongolia[J]. Acta Phytocologica Sinica, 2004, 28(3): 285-293. [高英志, 汪诗平, 韩兴国, 等. 退化草地恢复过程中土壤氮素状况以及与植被地上绿色生物量形成关系的研究[J]. 植物生态学报, 2004, 28(3): 285-293.]
- [23] Yao Aixing, Wang Pei, Xia Jingxin, *et al.* Effects of different grazing intensity for dairy cows on soil characteristics of Perennial Ryegrass/White Clover Sward[J]. Acta Agrestia Sinica, 1995, 3(3): 181-189. [姚爱兴, 王培, 夏景新, 等. 不同放牧强度下奶牛对多年生黑麦草/白三叶草地土壤特性的影响[J]. 草地学报, 1995, 3(3): 181-189.]
- [24] Rong Yuping, Han Jianguo, Wang Pei, *et al.* The effects of grazing intensity on soil physics and chemical properties [J]. Grassland of China, 2001, 23(4): 42-48. [戎郁萍, 韩建国, 王培, 等. 放牧强度对草地土壤理化性质的影响[J]. 中国草地, 2001, 23(4): 42-48.]
- [25] Pei Haikun. Effects of different grazing intensity on soil nutrient and texture [J]. Journal of Qinghai University, 2004, 22(4): 29-31. [裴海昆. 不同放牧强度对土壤养分及质地的影响[J]. 青海大学学报(自然科学版), 2004, 22(4): 29-31.]
- [26] Wang Lin, Ouyang Hua, Zhou Caiping, *et al.* Distribution of soil organic matters and nitrogen in the east slope of Gongga mountain [J]. Acta Geographica Sinica, 2004, 59(6): 1012-1019. [王琳, 欧阳华, 周才平, 等. 贡嘎山东坡土壤有机质及氮素分布特征[J]. 地理学报, 2004, 59(6): 1012-1019.]
- [27] Wang Shuhui, Shao Yan, Li Tianfu, *et al.* Study on the content of organic matter and nitrogen in Yunnan tobacco growing soils [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2006(5): 18-20. [王树会, 邵岩, 李天福, 等. 云南植烟土壤有机质与氮含量的研究[J]. 中国土壤与肥料, 2006(5): 18-20.]

## Analysis of the variation characteristics and controlling factors of soil rapidly available nitrogen in Haibei alpine meadow under grazing pressure gradient

ZHU Jingbin<sup>1,2</sup>, LI Hongqin<sup>1,3</sup>, HE Huidan<sup>1,3</sup>, MAO Shaojuan<sup>1,3</sup>, LI Yingnian<sup>1,3</sup>

( 1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China)

**Abstract:** Variation of soil available nitrogen and its controlling factors in different grazing intensities, including banning grazing (CK), light grazing (LG), moderate grazing (MG) and heavy grazing (HG), were studied in Haibei alpine *Kobresia humilis* meadow area of Qinghai Province. The following results were obtained: 1) The content of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and soil available nitrogen have obvious variation from May to September. They are higher at the beginning of growing season and decline towards the end. 2) The average ammonia nitrogen content of CK, LG, MG and HG in the upper 40cm soil is 17.62 mg · kg<sup>-1</sup>, 17.84 mg · kg<sup>-1</sup>, 18.63 mg · kg<sup>-1</sup> and 16.67 mg · kg<sup>-1</sup>, respectively; the average nitrate nitrogen content is 8.91 mg · kg<sup>-1</sup>, 8.23 mg · kg<sup>-1</sup>, 7.99 mg · kg<sup>-1</sup> and 7.94 mg · kg<sup>-1</sup>, respectively; the soil available nitrogen content is 26.53 mg · kg<sup>-1</sup>, 26.07 mg · kg<sup>-1</sup>, 26.62 mg · kg<sup>-1</sup> and 24.61 mg · kg<sup>-1</sup>, respectively. Grazing could reduce the ammonia nitrogen and soil available nitrogen content to some extent, especially in the heavy grazing, but not evidently affect the nitrate nitrogen content. 3) Statistical analysis found that soil ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and available nitrogen have some negative correlation with the aboveground green biomass: the more the aboveground biomass, the more soil rapidly available nitrogen consumed. This is obvious in banning grazing (CK) and light grazing (LG) and has some positive correlation with the litters. This means that litter decomposition and surface mini environment could influence the nitrogen replenishment to the soil. They have no obvious correlation with underground biomass and have negative correlation with wet deposition of nitrogen. Though wet subsidence has evident nitrogen supplies, the nitrogen consumption is still greater than supplies. Ammonia nitrogen and available nitrogen have significant negative correlation with soil organic carbon, but the correlation between nitrate nitrogen and organic carbon is not obvious. It is revealed that the more soil organic carbon, the more consumption of soil ammonia nitrogen and available nitrogen.

**Key words:** Haibei alpine meadow; grazing pressure gradient; rapidly available nitrogen in soil