

# 青藏高原东缘高寒草甸土壤氮矿化初探

陈懂懂<sup>1</sup>, 孙大帅<sup>2</sup>, 张世虎<sup>2</sup>, 杜国祯<sup>2\*</sup>, 史小明<sup>2</sup>, 王向涛<sup>3</sup>

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008;

2. 兰州大学干旱与草地生态重点实验室, 甘肃 兰州 730000; 3. 西藏大学农牧学院, 西藏 林芝 860000)

**摘要:** 通过对甘南州境内高寒草甸在4个放牧强度(禁牧、轻牧、中牧和重牧)和5个海拔梯度(3050, 3180, 3570, 3600, 3910 m)下的土壤氮矿化速率分析测定, 并对室内和原位培养所得净氮矿化率进行比较, 以期确定该区合理的草地放牧管理措施, 以及深入研究和系统评价高寒草甸生态系统碳、氮循环提供基础依据。结果表明: 原位培养下, 放牧强度的增强促进了土壤氮的矿化; 室内培养所得土壤净氮矿化率大于原位培养净氮矿化速率, 说明在适宜温度和湿度(22℃和40%~60%的田间持水量)条件下, 氮矿化速率较高; 作为土壤质量的一种度量, 土壤氮矿化潜力在禁牧处理下较高(0.53 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>), 而在重牧处理下较低(0.36 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>); 随着海拔升高, 氮矿化潜力呈“V”字型变化, 而原位培养下的氮矿化率与海拔梯度呈显著负相关关系(R = -0.672, P < 0.01)。处于强度放牧下的草地土壤氮素周转加快, 造成土壤氮素水平下降; 现阶段高海拔区土壤可看作养分的储存库, 如果气候变化加剧, 该养分库可能变成温室气体的源。

**关键词:** 放牧强度; 海拔梯度; 净氮矿化; 青藏高原

中图分类号: S154.2

文献标识码: A

文章编号: 1007-0435(2011)03-0420-05

## Soil N Mineralization of An Alpine Meadow in Eastern Qinghai Tibetan Plateau

CHEN Dong-dong<sup>1</sup>, SUN Da-shuai<sup>2</sup>, ZHANG Shi-hu<sup>2</sup>, DU Guo-zhen<sup>2\*</sup>  
SHI Xiao-ming<sup>2</sup>, WANG Xiang-tao<sup>3</sup>

(1. Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining, Qinghai Province 810001, China;

2. Key Laboratory of Arid and Grassland Ecology under the Ministry of Education, Lanzhou University, Lanzhou, Gansu Province 730000, China;

3. College of Agricultural and Animal Husbandry, Tibet University, Linzhi, Tibet 860000, China)

**Abstract:** This study reports an understanding of the N mineralization in soil of an alpine meadow in Qinghai Tibetan Plateau (Gannan Tibetan Autonomous Prefecture, Gansu Province), the net N mineralization rates in soil under four grazing treatments (No grazing, Light grazing, Moderate grazing and Heavy grazing) were determined from both indoor and in situ incubation. The net N mineralization rates in soil from 5 different altitudes (which are 3050, 3180, 3570, 3600, 3910 m) were also determined. Results showed that the net N mineralization rate obtained from the indoor incubation was larger than that from the in situ incubation, which indicated that the N mineralization rate was increased under appropriate temperature and moisture. Grazing increased the N mineralization under the in situ incubation. Soil N mineralization potential was higher under the no grazing treatment (0.53 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>), and lower under the heavily grazing treatment (0.36 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>) compared to control. The N mineralization potential showed a “V” type with the elevation increasing. The net N mineralization rate in soil under in situ incubation was negatively correlated with elevation (R = -0.672, P < 0.01). Conclusions are that severe grazing accelerates the turnover rate of nitrogen in soil, thus causes the soil nitrogen level decreasing. Therefore, the high altitude soil may be the nutrient pool at present.

**Key Words:** Grazing intensity; Altitudinal gradient; Net N mineralization; Qinghai Tibetan Plateau

收稿日期: 2010-10-12; 修回日期: 2011-04-06

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(40930533)(41030105); 国家自然科学基金面上项目(30970519)资助

作者简介: 陈懂懂(1982-), 女, 山东东营人, 博士, 助理研究员, 研究方向为土壤生态学, E-mail: chendd@nwpib.cas.cn; \* 通讯作者 Author for correspondence, E-mail: guozdu@lzu.edu.cn

草地生态系统中, 有效性氮素是初级生产力的首要限制资源, 也是决定系统中物种组成的主要因子。放牧是草地生态系统主要的利用方式, 对调节草地生态系统的氮循环有重要作用<sup>[1]</sup>。一般认为, 食草动物能加速有排泄物斑块土壤的养分循环<sup>[2]</sup>; 也有研究认为放牧<sup>[1]</sup>, 尤其是长期的高强度放牧<sup>[3]</sup>可能导致氮循环速率的降低。而对氮矿化随海拔变化的研究结果均显示, 土壤有机质的分解速率及呼吸均随海拔升高而降低, 一般认为造成该结果的主要原因是温度的变化<sup>[4-6]</sup>。

青藏高原作为欧亚大陆最大的形态学单位, 是陆地生态系统的重要部分, 也是中国主要的牧场之一。家畜的放牧是牧场最普遍的利用方式之一<sup>[7]</sup>, 可以改变土壤碳氮循环, 也能改变土壤中碳氮的累积<sup>[8]</sup>。同时因青藏高原地理位置特殊, 对气候变化较敏感。在过去的50年中, 青藏高原的气候已经发生变化, 且对高寒草甸产生了一定影响<sup>[9]</sup>, 由此可能影响土壤中氮的矿化。这些影响将可能使土壤中活性有机质、有效氮含量和植物生长速率改变<sup>[10]</sup>, 进而将对高寒草甸植被的生产力和碳汇功能产生一定的影响。因此为了探讨青藏高原高寒草甸土壤的氮矿化, 将对不同放牧强度下的土壤氮矿化速率进行测定, 以期为该区制定合理的草地放牧管理措施提供科学依据; 并通过对不同海拔梯度下净氮矿化的测定, 为进一步深入研究和系统评价气候变化对高寒草甸生态系统碳、氮循环提供理论依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究地区概况

本试验在兰州大学高寒草甸与湿地生态系统野外定位研究站进行(LUAMERS)。研究地位于甘肃省甘南州境内, 地处青藏高原东缘, 中心经纬度为E102°66', N34°61'。平均海拔3000 m以上, 属高寒大陆性季风气候, 年降水600 mm, 主要集中于每年的6—8月。年均温1~2℃; 较低温一般在12月到来年2月, 月均温-10℃; 较高温一般在6—8月, 月均温11.7℃。该区全年日照约2580 h, 有霜期多于270 d。土壤类型为高寒草甸土, 地上植被为典型的高寒草甸植被, 生长季为4—10月<sup>[11]</sup>。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 样地设置

在甘南州玛曲研究站附近, 通过实地考察, 同时

参照任继周<sup>[12]</sup>对放牧强度和草地演替阶段的划分标准, 选择4户牧民的放牧草场作为本研究的4个放牧处理, 分别为禁牧(No grazing, Ng)、轻度放牧(Light grazing, Lg)、中度放牧(Moderate grazing, Mg)和重度放牧(Heavy grazing, Hg)(表1)。放牧强度以单位面积草地上的载畜量来计, 载畜量采用牦牛混合群平均值, 1头成年牦牛相当于3个羊单位<sup>[12]</sup>。禁牧草地为1999年国家“天保工程”以来的围栏封育草地。研究草场内的主要物种有莎草科的线叶嵩草(*Kobresia capillifolia*)、高山嵩草(*Kobresia pygmaea*)等, 禾本科的羊茅(*Festuca ovina*)、波伐早熟禾(*Poa poophagorum*)等, 菊科的凤毛菊属(*Saussurea* sp.)以及草玉梅(*Anemone rivularis* Buch. Ham. ex DC); 各放牧处理下的土壤基本理化特征见表2。

以高寒草甸为研究对象, 在甘南州境内随机选取植被均匀分布且地势平坦的地段作为一个梯度, 共5个梯度, 具体样地情况如下: 第1海拔为3050 m: 该区植被盖度约69.5%, 总生物量187 g·m<sup>-2</sup>, 主要物种有垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、禾叶嵩草(*Kobresia graminifolia*)、草玉梅、莓叶委陵菜(*Potentilla fragarioides*)等; 第2海拔为3180 m: 该区植被盖度约76.7%, 总生物量297 g·m<sup>-2</sup>, 主要物种有垂穗披碱草、禾叶嵩草、翠雀(*Delphinium grandiflorum*)、鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)等; 第3海拔为3570 m: 该区植被盖度约81.2%, 总生物量231 g·m<sup>-2</sup>, 主要物种为垂穗披碱草、钝裂银莲花(*Anemone obtusiloba*)、高山唐松草(*Thalictrum alpinum*)、蒲公英(*Taraxacum mongolicum*)等; 第4海拔为3600 m: 该区植被盖度约85.5%, 总生物量271 g·m<sup>-2</sup>, 主要物种有垂穗披碱草、嵩草(*Kobresia bellardii*)、钝裂银莲花、高山唐松草、龙胆(*Gentiana scabra*)等; 第5海拔为3910 m: 植被盖度约46.7%, 总生物量113 g·m<sup>-2</sup>, 主要物种有矮蔗草(*Scirpus pumilus*)、高山苔草(*Carex karsuensis*)、异针茅(*Stipa aliena*)、蒲公英等。

于2008年7月在每个放牧处理及海拔梯度内随机选取6个(面积约10 m×10 m)样区, 在每个样区内, 采用“S”形多点(5点)取样, 除去地表植被及凋落后, 用内径5 cm的土钻采样(深度0~15 cm), 然后将每个样区内所采土样组成一个混合样(每个处理/梯度取6个混合样), 混匀后装于密封袋, 立即将所有土样带回实验室。每份混合土样均过2 mm筛后于4℃条件下保存。

表1 样地设置  
Table 1 Plot design

放牧处理 Grazing treatment	家畜数, 头 Livestock numbers	样地面积 Plot area hm <sup>2</sup>	载畜量, 头·公顷 Carrying capacity head·hm <sup>-2</sup>	草地利用率 Use efficiency %
禁牧(No grazing, Ng)	0	12.0	0	< 5
轻牧(Light grazing, Lg)	11(牛)和 79(羊) 11(Yak) and 79(Sheep)	31.1	1.2	30
中牧(Moderate grazing, Mg)	21(牛)和 120(羊) 21(Yak) and 120(Sheep)	33.3	1.8	50
重牧(Heavy grazing, Hg)	72(牛)和 178(羊) 72(Yak) and 178(Sheep)	41.3	3.2	75

表2 不同放牧处理下的土壤理化特性

Table 2 Soil properties under different grazing treatments

土壤特性 Soil properties	禁牧 Ng	轻牧 Lg	中牧 Mg	重牧 Hg
pH (1: 2.5 KCl)	6.1±0.2	6.0±0.2	6.3±0.2	7.3±0.01
水分含量 Soil moisture, %	37±0.8	35±0.4	33±0.3	30±0.4
容重 Bulk density, g·cm <sup>-3</sup>	0.91±0.03	0.99±0.02	1.03±0.03	0.94±0.03
有机碳 Organic carbon, g·kg <sup>-1</sup>	47±0.9	45±1	44±1	40±2
全氮 Total nitrogen, g·kg <sup>-1</sup>	4.3±0.1	4.1±0.1	4.1±0.1	3.9±0.1
C/N	11±0.03	11±0.1	11±0.1	10.3±0.1

注(Note): Ng: No grazing, Lg: Light grazing, Mg: Moderate grazing, Hg: Heavy grazing; the same as below

### 1.2.2 2种净氮矿化培养方法

氮矿化潜力用生物(好气)培养法测定,具体操作为:每份新鲜土样称相当于25 g干土的量,重复2次,置于1 L的可密封广口瓶内,并调节其至土壤田间持水量的40%~60%,避光条件下(22±1)℃培养60 d。培养完成后,将瓶中的土样用KCl(浓度2 mol·L<sup>-1</sup>)浸提,并用连续流动分析仪测定其中的总矿化氮(包括NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)含量。培养后与培养前的总矿化氮的差值用于计算氮矿化率,将培养所得的净氮矿化率视为氮矿化潜力<sup>[13]</sup>。

原位培养净氮矿化是参考王其兵等<sup>[5]</sup>所用的盖顶PVC管法,具体操作为:于2008年7月初在每个样区内,以与取样相同的方法,去除地上植被及凋落物后,直接用PVC管(直径5 cm)打入地表15 cm深处,将管的顶端用通气但不透水的塑料薄膜封闭,使其自身基本保持一个密闭的系统,以防降水所带来的氮素输入和降水对管内氮素的淋洗。培养60 d后,于同年8月底将管内土样取出,带回实验室测土壤内总的矿化氮含量,测定方法同上。

### 1.3 数据分析

采用SPSS 15.0软件进行数据分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同放牧强度下的氮矿化

由表3可知,培养前土壤中的总矿化氮及原位

培养后所得的矿化氮含量,均与放牧强度成正相关关系(相关系数分别为R=0.651, P<0.01和R=0.295, P<0.05);而室内培养60 d后,各对应处理的土壤中释放的总矿化氮与放牧强度成负相关关系(R=-0.422, P<0.05)。由图1可知,原位培养下的氮矿化率在各处理间差异不显著,但从其变化(-0.09~0.022 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>)仍可以看出,放牧强度的增强对氮矿化率有促进作用。而室内培养下的净氮矿化率随放牧的增强而降低(R=-0.772, P<0.01),变化范围从禁牧处理的0.53 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>到重牧处理的0.36 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,且各处理间该指标差异极显著(P<0.001)。

### 2.2 不同海拔梯度下的氮矿化

培养前土壤总矿化氮含量与海拔呈显著正相关关系(相关系数为R=0.607, P<0.01);原位培养及室内培养后所得总矿化氮含量与海拔梯度无显著相关性,室内培养后总矿化氮呈较明显的先降低后升高的“V”字型变化(表3)。室内的氮矿化潜力(0.37~0.63 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>)大于原位培养的净氮矿化率(0.03~0.32 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>)。室内培养及原位培养的净氮矿化率均与海拔呈负相关关系(相关系数分别为R=-0.354, P>0.05; R=-0.672, P<0.01),2种培养方式所得的净氮矿化率,都是在低海拔(3050 m)最高(分别为0.63和0.31 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>),中间海拔(3570 m)处最低(分别为0.37和0.03 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>),之后随海拔升高,尤其是氮矿化潜力又有明显的回升(图2)。

表 3 室内及原位培养过程中释放的土壤总矿化氮  
Table 3 Total mineral N in soil during indoor and in situ incubation

		培养前总矿化氮 Soil total mineral N before incubation, mg · kg <sup>-1</sup>	室内培养后总矿化氮 Soil mineral N after indoor incubation, mg · kg <sup>-1</sup>	原位培养后总矿化氮 Soil mineral N after in situ incubation, mg · kg <sup>-1</sup>
放牧处理 Grazing treatments	禁牧 (Ng)	18 ± 2	71 ± 3	17 ± 0.9
	轻牧 (Lg)	26 ± 1	72 ± 1	25 ± 3
	中牧 (Mg)	31 ± 0.5	68 ± 2	29 ± 7
	重牧 (Hg)	30 ± 1.7	66 ± 1	31 ± 5
	<i>P</i>	< 0.001	0.124	0.122
海拔 Altitude, m	3050	13 ± 0.6	70 ± 2	30 ± 2
	3180	21 ± 1	67 ± 3	39 ± 3
	3570	20 ± 0.6	53 ± 3	22 ± 1
	3600	28 ± 2	71 ± 2	32 ± 2
	3910	26 ± 1	73 ± 0.3	30 ± 1
	<i>P</i>	< 0.001	< 0.001	< 0.001

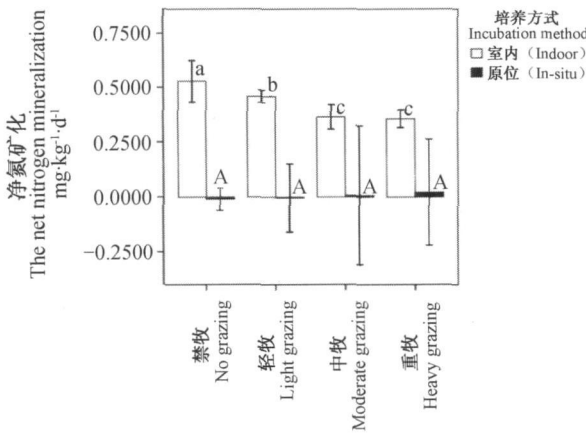


图 1 不同放牧处理下室内及原位培养的土壤净氮矿化率

Fig. 1 The net N mineralization rate in soil during indoor and in-situ incubation (under different grazing treatments)

注: 差异显著水平为 0.05, 下同

Note: Difference letters mean significant difference at the 0.05 level, the same as below

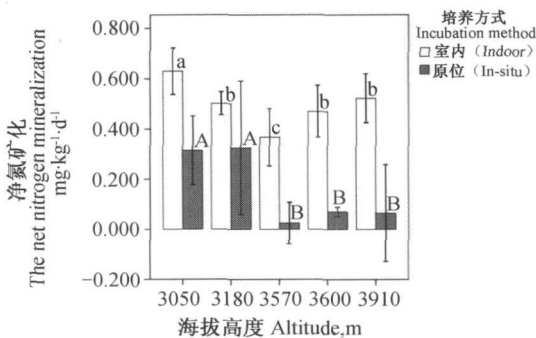


图 2 不同海拔梯度下室内及原位培养的土壤净氮矿化率

Fig. 2 The net N mineralization rate in soil during indoor and in-situ incubation (under different altitudinal gradient)

### 3 讨论

#### 3.1 放牧对氮矿化速率的影响

原位培养 60 d 后, 尽管试验结果显示不同放牧强度之间的氮矿化率没有显著差异, 但与其他处理相比, 硝态氮含量及无机氮总量亦在重度放牧下最高, 且经过土壤-植物-动物系统的氮矿化速率在重度放牧下较大(图 1)。这与 Gao<sup>[14]</sup> 和 Wu<sup>[15]</sup> 的研究结果一致, 即随着放牧压力的增强总氮矿化率升高, 同时放牧增加了土壤中硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)含量的累积, 使氮循环速率加快。这是因为在放牧过程中, 牲畜通过加入容易分解的富含氮素的粪便, 以及通过践踏作用将植被凋落物混入土壤有机质<sup>[8]</sup>; 同时食草动物的践踏造成植物残体破碎、植物盖度下降, 其结果是提高了土壤表面温度, 同时导致土壤容重增加<sup>[2]</sup>。这些环境因素的变化均对氮的矿化产生刺激作用<sup>[16]</sup>。而禁牧管理下的植被生长旺盛(植被盖度均在 90% 以上), 从而有效防止了土壤水分的大量散失, 土壤湿度较大(表 2), 易将有机化合物络合于铁铝氧化物表面, 为土壤孔隙中的有机物质提供了较多的物理保护, 从而限制了土壤微生物等对有机质的矿化分解<sup>[17]</sup>。室内培养的结果显示, 禁牧处理下的土壤释放出较多的矿化氮(表 3), 净氮矿化率(氮矿化潜力)随放牧的增强而降低(图 1)。这是因为室内培养状况下, 人为调节的温度及土壤含水量均为微生物活动提供了适宜环境, 因此较高的氮矿化率对应于没有受到干扰的斑块<sup>[18]</sup>。Deenik<sup>[15]</sup> 也指出, 氮矿化潜力是土壤质量的一种量度, 有较高氮矿化潜力的土壤倾向于肥沃, 而伴有较低氮矿化潜力的土壤倾向于贫瘠, 这与本试验结果是一致的, 土壤碳氮含量, 从禁牧到放牧呈下降趋势(表 2)。

### 3.2 不同海拔梯度下土壤氮矿化速率的变化

原位培养下,与高海拔相比,虽然低海拔的土壤矿化氮含量较低,但净氮矿化率较高,说明矿化作用发生后大多数有效氮素被植物生长消耗或者被微生物固定<sup>[19]</sup>。与之相对应的,陈懂懂等<sup>[11]</sup>对该区土壤微生物量的研究也显示低海拔区土壤有较高的微生物量氮积累。随着海拔升高,温度降低<sup>[20]</sup>,微生物活动减弱,土壤净氮矿化率下降(图2),反过来这不但有利于养分的积累<sup>[11]</sup>,同时对气候变化,还有一定的缓解作用。在适宜温度和水分控制下,尤其是高海拔区土壤,室内培养所得的净氮矿化率明显高于原位培养氮矿化速率(图2),说明在该研究地区,尤其是高海拔区土壤含有较高的潜在的可矿化底物,只是由于外界环境的影响<sup>[21-22]</sup>,抑制了土壤养分在野外的分解矿化。

## 4 结论

4.1 在甘南州境内,放牧的增强促进了高寒草甸土壤氮的矿化,即加快了氮素在土壤中的周转。禁牧利于土壤肥力的增强/保持,而持续的强度放牧加速养分分解矿化的同时降低了土壤肥力。因此有必要采取合理的放牧管理措施,比如围栏禁牧,从而使当地的土壤资源得以合理利用。

4.2 现阶段高海拔区的土壤可作为养分的储存库,但是如果气候变化加剧,该养分库可能变成温室气体的源。

### 参考文献

[1] 吴田乡, 黄建辉. 放牧对内蒙古典型草原生态系统植物及土壤  $\delta^{15}\text{N}$  的影响[J]. 植物生态学报, 2010, 34(2): 160-169

[2] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 790-797

[3] 李香真, 陈佐忠. 不同放牧率对草原植物与土壤 C, N, P 含量的影响[J]. 草地学报, 1998, 6(2): 90-98

[4] Hart S C, Perry D A. Transferring soils from high to low elevation forests increases nitrogen cycling rates: climate change implications[J]. Global Change Biology, 1999, 5: 23-32

[5] 王其兵, 李林浩, 白永飞, 等. 气候变化对草甸草原土壤氮素矿化作用影响的实验研究[J]. 植物生态学, 2000, 24(6): 687-692

[6] Charles T, Garten J, Paul J H. Measured forest soil C stocks and estimated turnover times along an elevation gradient[J]. Geoderma, 2006, 136: 342-352

[7] Gao Y H, Luo P, Wu N, et al. Grazing intensity impacts on carbon sequestration in an Alpine Meadow on the eastern Ti-

betan Plateau[J]. Research Journal of Agriculture & Biological Science, 2007, 3(6): 642-647

[8] Han G D, Hao X Y, Zhao M L, et al. Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia[J]. Agriculture Ecosystem & Environment, 2008, 125: 21-32

[9] 吴建国, 吕佳佳. 气候变化对青藏高原高寒草甸适宜气候分布范围的潜在影响[J]. 草地学报, 2009, 17(6): 699-705

[10] 王瑞永, 刘莎莎, 王成章, 等. 不同海拔高度高寒草地土壤理化指标分析[J]. 草地学报, 2009, 17(5): 621-628

[11] 陈懂懂, 张世虎, 杜国祯. 青藏高原东北缘不同海拔梯度土壤微生物量与氮矿化的潜力[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2010, 46(3): 86-90

[12] 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998. 42-48, 207-211

[13] Smith J L, Halvorson J J, Bolton H J. Soil properties and microbial activity across a 500 m elevation gradient in a semi arid environment[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(11): 1749-1757

[14] Gao Y H, Luo P, Wu N, et al. Impacts of grazing intensity on nitrogen pools and nitrogen cycle in an alpine meadow on the eastern Tibetan plateau[J]. Applied Ecology & Environmental Research, 2008, 6(3): 69-79

[15] Wu H H, Dannenmann M, Fanselow N, et al. Feedback of grazing on gross rates of N mineralization and inorganic N partitioning in steppe soils of Inner Mongolia[J]. Plant & Soil, 2011, 340(1-2): 127-139

[16] Rossignol N, Bonis A, Bouzillé J B. Consequence of grazing pattern and vegetation structure on the spatial variations of net N mineralization in a wet grassland[J]. Applied Soil Ecology, 2006, 31: 62-70

[17] Deenik J. Nitrogen mineralization potential in important agricultural soils of Hawaii[J]. Soil Crop Management, 2006, 15: 1-5

[18] Mazzarino M J, Bertiller M B, Sain C, et al. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes[J]. Plant & Soil, 1998, 202: 125-131

[19] Maithani K, Arunachalam A, Tripathi R S, et al. Nitrogen mineralization as influenced by climate, soil and vegetation in subtropical humid forest in northeast India[J]. Forest Ecology & Management, 1998, 109(1-3): 91-101

[20] 房开瑞. 由水沸点温度推测海拔高度和大气压力的简易方法[J]. 中国计量, 2010, 3: 93

[21] 周炎, 徐宪根, 王丰, 等. 武夷山不同海拔梯度土壤微生物量、微生物呼吸及其商值( $q\text{MB}$ ,  $q\text{CO}_2$ ) [J]. 生态学杂志, 2009, 28(2): 265-269

[22] Wang H Q, Cornell J D, Hall C A S, et al. Spatial and seasonal dynamics of surface soil carbon in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico[J]. Ecological Modelling, 2002, 147(2): 105-122

(责任编辑 李美娟)