

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

高英志 汪诗平* 韩兴国 陈全胜 王艳芬 周志勇 张淑敏 杨晶

(中国科学院植物研究所植被数量生态学重点实验室, 北京 100093)

摘要 研究了在不同放牧率下形成的不同退化阶段的草地各形态氮素(全氮、硝态氮、铵态氮、无机氮和微生物氮)的变化情况,同时也研究了植被地上绿色生物量与各形态氮素季节变化的同步性关系。土壤全氮含量相对稳定,随草地植被状况和植物生长时期变化不大,说明土壤总氮库有相当的弹性。土壤硝态氮(NO_3^- -N)、铵态氮(NH_4^+ -N)、无机氮(IN)和微生物氮(Micro-N)季节变化明显。土壤 Micro-N 和 NO_3^- -N 含量随植物生长逐渐降低,到植物枯黄期含量又恢复到较高的水平;土壤 NH_4^+ -N 含量随植物生长有逐渐升高的趋势,IN 则随着植物的生长出现低-高-低-高的特点,且与植被地上绿色生物量呈显著负相关($R = -0.247, p < 0.01$)。在放牧条件下草原植物优先利用 NO_3^- -N, NO_3^- -N 与植被地上绿色生物量有显著的负相关性,是形成草原植被地上绿色生物量的有效性氮素。Micro-N 能解释土壤 IN 22.3% 的变异($R^2 = 0.223, p < 0.01$), Micro-N 是土壤无机氮的重要来源。土壤 NH_4^+ -N 与 Micro-N 呈显著负相关($R = -0.222, p < 0.01$),说明土壤微生物对土壤 NH_4^+ -N 有偏好吸收。总体上,不同形态的氮素在各土壤层次间差异显著,随土壤层次的加深含量逐步降低。连续放牧 11 年恢复两年后,各氮素组分对放牧压力消除的响应并不一致。土壤全氮含量与停止放牧前相比变化差异不显著,而 Micro-N 对放牧压力消失的响应在不同处理下整个生长季的结果比较一致,即以前过度和中度放牧处理的 Micro-N 含量较高,无牧和轻牧含量较低;IN、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 变化比较复杂,在不同放牧恢复处理上结果并不一致。总的来看,以前中度和过度放牧的 IN、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量较高,存在潜在损失的可能。经过两年的恢复,植被地上绿色生物量(8 月)过牧处理与无牧处理差异不显著。

关键词 放牧率 草地恢复 微生物氮 氮循环 内蒙古

SOIL NITROGEN REGIME AND THE RELATIONSHIP BETWEEN ABOVEGROUND GREEN PHYTOBIOMASS AND SOIL NITROGEN FRACTIONS AT DIFFERENT STOCKING RATES IN THE XILIN RIVER BASIN, INNER MONGOLIA

GAO Ying-Zhi WANG Shi-Ping* HAN Xing-Guo CHEN Quan-Sheng WANG Yan-Fen
ZHOU Zhi-Yong ZHANG Shu-Min and YANG Jing

(Laboratory of Quantitative vegetation Ecology, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China)

Abstract Limited information exists on synchronized nutrient release, especially of nitrogen, to meet the nutrient demand of plants in the Xilin River Basin, Inner Mongolia. We conducted a field experiment to examine soil nitrogen fractions during the first two years of grassland restoration following 11 years of consecutive grazing under four different stocking rates. The seasonal variation of different soil nitrogen fractions in different soil layers was investigated. Soil and plant samples were randomly taken from each block on May 12, June 23, August 3, and September 13, 2002 at depths of 0–10 cm, 10–20 cm and 20–40 cm. The concentrations of NO_3^- -N, NH_4^+ -N, inorganic-N (the sum of NO_3^- -N and NH_4^+ -N) and total Kjeldahl-N in the different soil layers were determined. At the same time, we determined the microbial biomass N of the top 10 cm soil using the chloroform fumigation-extraction method. Our results showed that the total nitrogen in different soil layers had no significant seasonal change under all treatments. This indicated that grazing rates had no significant effects on the pool size of total soil N. However, there were significant seasonal change patterns of the soil NO_3^- -N, NH_4^+ -N, inorganic-N and microbial biomass N. During the growing season, the NO_3^- -N decreased and was negatively correlated with aboveground green phytobiomass, suggesting that soil NO_3^- -N concentrations were

收稿日期: 2003-07-07 接受日期: 2004-01-07

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-SW-107) 国家自然科学基金重大项目(90211017) 和国家重点基础研究发展规划项目(G20000018603, G1999043407)

* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: wangship@yahoo.com

controlled primarily by synchronized N uptake by plants although other N transformation processes such as microbial immobilization, denitrification and leaching also can exert some control over the NO_3^- -N pools. Microbial biomass N could explain 22.3% of the variation in inorganic nitrogen concentrations whereas NH_4^+ -N was negatively correlated with microbial biomass N ($p < 0.01$) indicating that soil microbial organisms can have an important impact on soil N transformation processes. Total soil inorganic nitrogen showed an inconsistent pattern during the growing season, but was significantly negatively correlated with aboveground green phyto-biomass. We also found that NH_4^+ -N pools were relatively constant in the top 10 cm of soil from June to September, but NO_3^- -N fluctuated throughout the year and was almost undetectable by the end of plant growing season. After plant senescence in September, inorganic nitrogen concentrations increased again. In general, the amounts of different soil nitrogen fractions decreased with soil depths.

Following a two-year enclosure period after 11 consecutive years of grazing at four different stocking rates, the different soil N fractions showed a differential response. Total nitrogen concentrations were not affected by previous stocking rates while the soil microbial biomass nitrogen differed significantly among treatments during the growing season. Soil microbial biomass N was the highest in the previously overgrazed and moderately grazed treatments followed by ungrazed and lightly grazed treatments. The responses of soil inorganic nitrogen, NH_4^+ -N and NO_3^- -N to two years of no grazing were complicated. In general, soil inorganic N, NH_4^+ -N and NO_3^- -N concentrations were higher in the moderately grazed and overgrazed treatments. After two years of restoration, there were no significant differences in total aboveground green phytobiomass (maximum biomass in August) between the previously ungrazed and overgrazed treatments.

Key words Stocking rates, Grassland restoration, Microbial biomass N, Nitrogen cycling, Inner Mongolia

在草原生态系统中,土壤中氮绝大部分为有机结合态(约99.5%),无机形态氮(IN)一般占全氮的0.5%左右(Woodmansee *et al.*, 1978)。在总氮库中,土壤全氮是土壤氮素肥力的基础,土壤微生物态氮(Micro-N)数量虽然不大(约占全氮的1%~5%),却是土壤中最活跃的有机态氮库。土壤微生物态氮既是土壤氮素的储备库,也是土壤氮素的补给源,同时还是氮素转化的中转站(Jenkinson & Parry, 1989)。植物有效性氮(Plant-available N)通常是限制植物生长的基本要素(van Wijnen *et al.*, 1999)。异养微生物对有机质的矿化是生产植物有效性氮的基本机制(Williams *et al.*, 2001)。在植物生长过程中,土壤有机氮化合物在土壤微生物的作用下,可以分解释放出植物可以吸收利用的多种形态氮素(硝态氮(NO_3^- -N)、铵态氮(NH_4^+ -N)和各种氨基酸等)。但在草原上,植物有效性氮主要指 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N。研究土壤不同氮组分的季节动态与植被地上绿色生物量的关系,有助于探明在放牧条件下植物有效性氮与植被地上绿色生物量形成的同步性关系以及在牧压消除后它们关系的变化,从而解释退化草地的有关恢复过程。

食草动物是草原生态系统的—个基本组成成分,能够显著地影响植物群落的结构组成和植物-土壤系统中生物地球化学循环过程(van Wijnen *et al.*, 1999;汪诗平等,1997)。食草动物通过采食植物和向土壤归还有效性高的营养物质(粪和尿)影响

养分的循环。放牧能影响土壤氮的矿化-固定过程,增加土壤氮的矿化速率和植物的吸氮量(van Wijnen *et al.*, 1999)。羊草(*Leymus chinensis*)和大针茅(*Stipa grandis*)草原广泛分布在内蒙古高原草原地带,但由于过度放牧,已导致大面积退化,已有20%的典型草原严重退化为冷蒿(*Artemisia frigida*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*)和小禾草草原(李永宏, 1993)。本区的植物多样性随放牧的变化和植物对放牧的形态适应已经进行了比较细致的研究(汪诗平等, 2001;李金花等, 2002),土壤物理性质和土壤养分在放牧下的变化也有较多的研究(王艳芬等, 1998;季香真等, 2001;牛海山等, 1999)。而退化草地恢复过程中土壤养分(特别是氮组分)和植被地上绿色生物量同步变化关系还没有人进行深入研究。本文在不同放牧率下连续放牧11年恢复两年后的退化草地上进行了有关实验研究,拟探讨:1)氮素组分的季节变化以及与植被地上绿色生物量形成的同步性关系;2)土壤氮组分和植被绿色生物量对牧压消除后的响应。从而为草原生态系统的恢复和管理提供理论依据。

1 试验样地概况

该试验在内蒙古典型草原区(43°26'~44°08' N, 116°04'~117°05' E)中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站放牧围栏样地中进行,该地年均温0.5~1℃,年均降水量350 mm,土壤为沙质栗钙土。样

地在围栏以前,是以冷蒿小禾草为主的退化草原。1989年设立围栏,每个围栏 1 hm^2 ,试验前各试验区植物生物量、土壤性质无显著差异。设5个放牧率处理,1.33、2.67、4.00、5.33和 $6.67\text{ 羊}\cdot\text{hm}^{-2}$,每个放牧处理重复3次,从1990年开始进行围栏放牧试验,放牧方式为轮牧,在放牧季节,挑选体重相近的内蒙古细毛羊作为试验羊,每年从5月20日开始放牧,10月5日终牧,轮牧周期为45或46 d,轮牧间期为30或31 d,即在整个暖季每个小区轮牧3次。另外设一个不放牧的对照处理(CK)(李永宏等,1999)。自2001年该试验停止放牧,主要用于进行观测不同放牧演替的草原植被自然恢复状况的研究。

2 研究方法

2.1 取样方法

于2002年5月12日(生长初期)、6月23日(生长中期)、8月3日(生长旺季)和9月13日(枯黄期)在对照(无牧)、轻牧($1.33\text{ 羊}\cdot\text{hm}^{-2}$)、中牧($4.00\text{ 羊}\cdot\text{hm}^{-2}$)和过牧($6.67\text{ 羊}\cdot\text{hm}^{-2}$)4个处理下进行实验。每个时期都进行地上植物和地下土壤的协同取样,每个区取5个 1 m^2 植物样方,地上植物主要测定盖度、物种组成、叶层高度和绿叶生物量($75\text{ }^\circ\text{C}$ 烘干48 h)地下土壤分3层为0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm协同取样,同时测定3个层次的土壤含水量($105\text{ }^\circ\text{C}$ 烘干12 h),土壤主要测定全氮、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和Micro-N。将取回的每一份新鲜土样在实验室内快速分成3份,1份自然风干,用于测定土壤全氮;1份(仅0~10 cm土壤)放入冰箱冷冻保存,用于测定

Micro-N;1份用 $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ KCl}$ 直接浸提,将滤液装入50 ml塑料瓶,放入冰箱冷冻保存,用于 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N的测定。所有冷冻样品放入加冰块的保温箱内送回北京进行分析。

2.2 分析方法

土壤全氮采用半微量开氏法, NO_3^- -N和 NH_4^+ -N采用微量流动分析仪(Segmented Flow Analyzer, the scalar SAN^{plus}, Netherlands)测定,微生物氮用熏蒸浸提法测定,具体操作参见Brookes等(1985)的方法。所有数据用SPSS10.0统计分析软件进行显著性检验分析,用Sigmaplot 8.02作图。

3 结果与讨论

3.1 土壤全氮(TN)

在停止放牧两年后,各放牧处理的土壤全氮含量差异不显著,且随季节变化不大,但随土层深度的增加而显著降低(表1,图2,图3A)。李香真等(1998)报道,本区放牧8年后土壤全氮含量在各放牧率下差异不显著,认为这是由于土壤性质的变化滞后植物的变化,且土壤的库容极大,及受到的影响是间接的缘故。王艳芬等(1998)对本区研究也未发现放牧对土壤有机质和土壤C:N产生影响,认为土壤的缓冲性能使土壤的某些特征在短期内变化不明显。因此,短期内恢复也没有对土壤全氮含量产生影响。但也有人报道,在较长的时间尺度上,强度放牧可能会对土壤的全氮库产生负面影响(Frank *et al.*, 1995)。土壤全氮季节变化不显著,与植被地上绿色生物量形成的相关性小(表2)。因此土壤全氮不是植被地上绿色生物量形成的有效性氮素指标。

表1 不同放牧率下土壤层次和取样时间对土壤氮组分的影响
Table 1 The influence of soil depths and collection time on soil nitrogen fractions at different stocking rates

变异来源 Variation	Df [#]	TN		NO_3^- -N		NH_4^+ -N		IN		Micro-N		SM	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
主效应 Main effects													
R	3	0.35	NS	3.05	*	13.74	***	7.58	***	28.71	***	0.77	NS
T	3	2.29	NS	242.3	***	29.74	***	106.2	***	3.58	***	145.1	***
L	2	392.3	***	167.1	***	9.19	***	112	***	—	—	152	***
二元交互 Two-factor interaction effects													
R×T	9	0.72	NS	4.57	***	16.63	***	15.81	***	0.19	NS	2.02	NS
R×L	6	0.87	NS	0.56	NS	6.73	***	4.82	***	—	—	0.33	NS
T×L	6	0.84	NS	27.7	***	8.67	***	7.12	***	—	—	56.48	***
三元交互 Three-factor interaction effects													
R×L×T	18	0.80	NS	1.10	NS	5.30	***	2.72	***	—	—	1.31	NS

NS: 差异不显著 Not significant difference $p > 0.05$ Df[#]: 自由度 Degrees of freedom *, ***, 分别表示0.05和0.001水平下显著 —: 没有检测 Not determined TN 土壤全氮 Total nitrogen IN 土壤无机氮 Inorganic nitrogen Micro-N 土壤微生物氮 Microbial biomass nitrogen SM 土壤含水量 Soil moisture R 放牧率 Stocking rates T 取样时间 Time L 土层 Soil layers

表 2 不同层次土壤氮素组分与植被地上绿色生物量的相关系数 (R) 和决定系数 (R²)

Table 2 Coefficients of correlation (R) and determination (R²) of nitrogen fractions with aboveground green phytobiomass

土层 Soil layers (cm)	TN		NH ₄ ⁺ -N		NO ₃ ⁻ -N		IN		Micro-N	
	R	R ²	R	R ²	R	R ²	R	R ²	R	R ²
0~10	-0.024	0	0.399**	0.159	-0.459**	0.211	-0.247**	0.061	-0.172	0.030
10~20	-0.002	0	0.492**	0.242	-0.278**	0.077	0.060	0.004	-	-
20~40	-0.026	0	0.366**	0.134	-0.221**	0.049	-0.062	0.004	-	-

TN, IN, Micro-N 同表 1 See Table 1 Micro-N n = 40 NT, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, IN n = 200 ** : p < 0.01

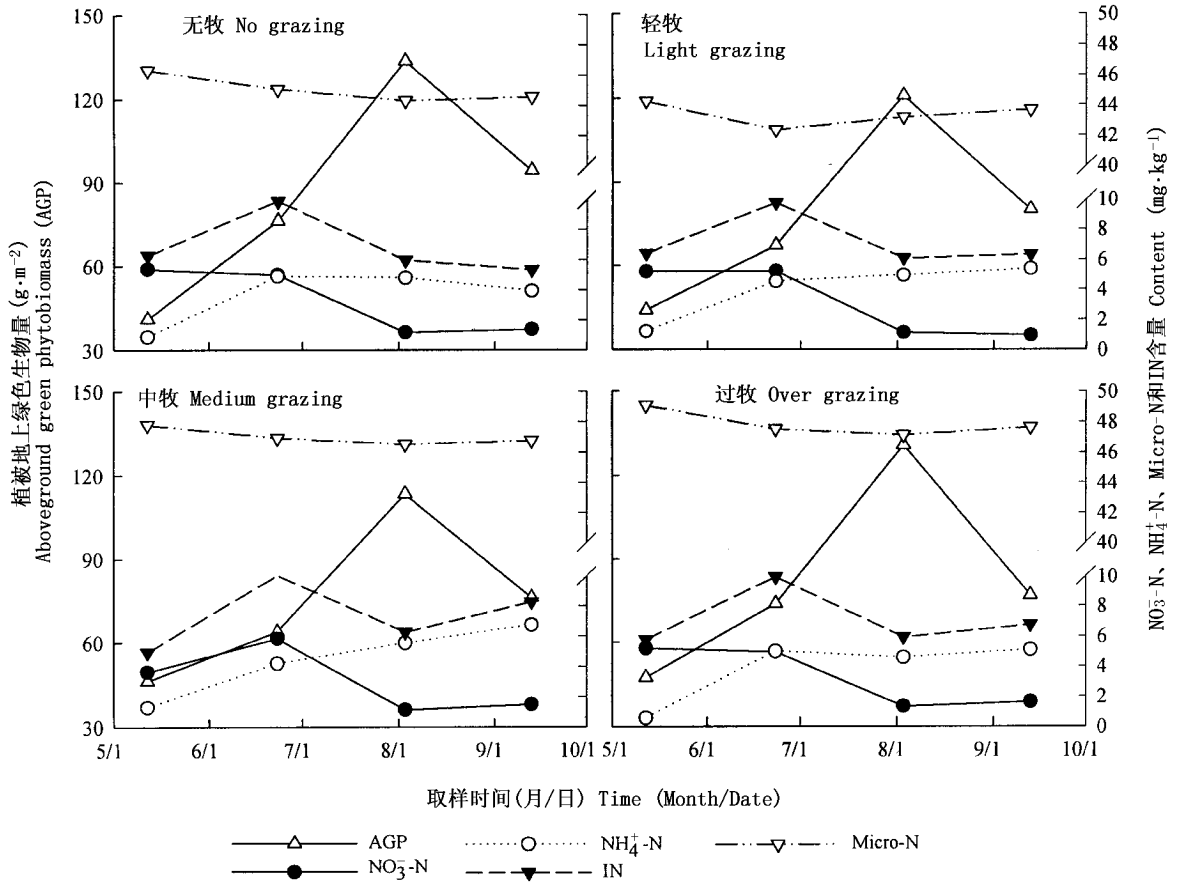


图 1 不同放牧率下 不同氮组分 (NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, IN 和 Micro-N) 及植被地上绿色生物量 (AGP) 的季节动态

Fig. 1 Seasonal dynamics of different nitrogen fractions and aboveground green phytobiomass at different stocking rates
Micro-N, IN 同表 1 See Table 1

3.2 土壤硝态氮 (NO₃⁻-N)

土壤 NO₃⁻-N 随以前放牧处理和季节变化差异显著, 随土层深度的增加而显著降低 (表 1, 图 2)。在植物生长的不同时期, 土壤 NO₃⁻-N 在不同放牧率下的变化并不一致 (图 3B), 植物生长初期 (5 月 12 日), 中度放牧下恢复的草地 (4 羊·hm⁻²) 同其它 3 个处理有显著差异。且比无牧处理低 32.4%, 可能是由于中牧条件下, 植被是以冷蒿为主 (汪诗平等, 2001), 冷蒿返青早, 且吸氮能力强于其它植物 (李香真等, 1998), 也可能是因为地上凋落物较少 (比无牧低 35.69%), 使土温升高较快 (土壤 10 cm 处温度比无牧高 0.2 ~ 0.5℃), 植被返青早于其它处理。其

它 3 个处理差异并不显著。在植物生长中期 (6 月 23 日), 中度放牧的恢复草地同其它 3 个处理有显著差异, 且比无牧高 16.5%。生长旺季 (8 月 3 日), 各处理间差异不显著。在植物枯黄期 (9 月 13 日), 中度放牧和过牧 (6.67 羊·hm⁻²) 高于无牧和轻牧 (1.33 羊·hm⁻²) 的恢复草地处理, 且过度放牧的恢复草地比轻牧处理高 40.3%。总体上, 过牧和中牧处理的草地在恢复两年后土壤硝态氮含量较高, 说明经过两年的恢复仍然存在潜在养分损失的可能。

在不同放牧率草地恢复过程中, 土壤 NO₃⁻-N 随植被绿色生物量积累含量逐渐降低, 到枯黄期略有上升 (图 1)。土壤 NO₃⁻-N 与植被地上绿色生物量

呈显著的负相关,说明草原植物优先利用土壤 NO_3^- -N 形成绿色生物量,使土壤的 NO_3^- -N 净剩余量减少。 NO_3^- -N 对绿色生物量的形成贡献较大(表 2)。Frank 和 Evans(1997)利用 ^{15}N 自然丰度法(Natural ^{15}N abundance)研究发现放牧使植物中 ^{15}N 减少 0.7‰,以此认为在放牧草原上土壤 NO_3^- -N(与 NH_4^+ -N 相比)构成了植物生长更重要的氮源,因为硝化不富集 ^{15}N , NO_3^- 同位素轻于 NH_4^+ 同位素(Feigin *et al.*, 1974)。如果从草原植物对养分的经济利用角度来看,由于 NO_3^- 具有高的流动性,同 NH_4^+ 相比更易通过扩散(Diffusion)和质流(Mass flow)进入根内(Barber, 1984),节省了植物能量的消耗。从而使 NO_3^- -N 优先被利用。Schimel 等(1989)利用 ^{15}N 标记肥料试验也发现植物竞争 NO_3^- -N 的能力大大强于 NH_4^+ -N。因而土壤硝态氮是植物绿色生物量形成重要的氮源。

3.3 土壤铵态氮(NH_4^+ -N)

NH_4^+ -N 随以前不同放牧率处理、季节和土层变化差异显著(表 1)。在植物不同生长时期土壤 NH_4^+ -N 对不同放牧压力下形成的退化草地恢复过程的响应并不一致(图 3C),植物生长初期,轻牧和中牧处理差异不显著,但与无牧和过牧的草地在恢复过程中有显著差异,且过牧含量最低(比无牧低 36.4%)。在植物枯黄期,以前中牧的草地在恢复时土壤 NH_4^+ -N 含量大大高于无牧处理(高 71.5%),可能是无牧条件下草地土壤微生物的活性较高,固定了较多的 NH_4^+ -N,使土壤 NH_4^+ -N 含量减少。总体上,以前轻牧和中牧的草地在停止放牧两年后土壤 NH_4^+ -N 含量较高,无牧和过牧的草地含量较低。主要是在以前不同牧压条件下,土壤微生物类群发生变化(柳丽萍等,1996),而不同微生物类群对土壤 NH_4^+ -N 的固持能力不同。同时,不同牧压梯度上植物种类也不同,连续放牧 11 年恢复两年后,无牧以羊草等禾草为主,冷蒿占有一定的比例。轻牧处理

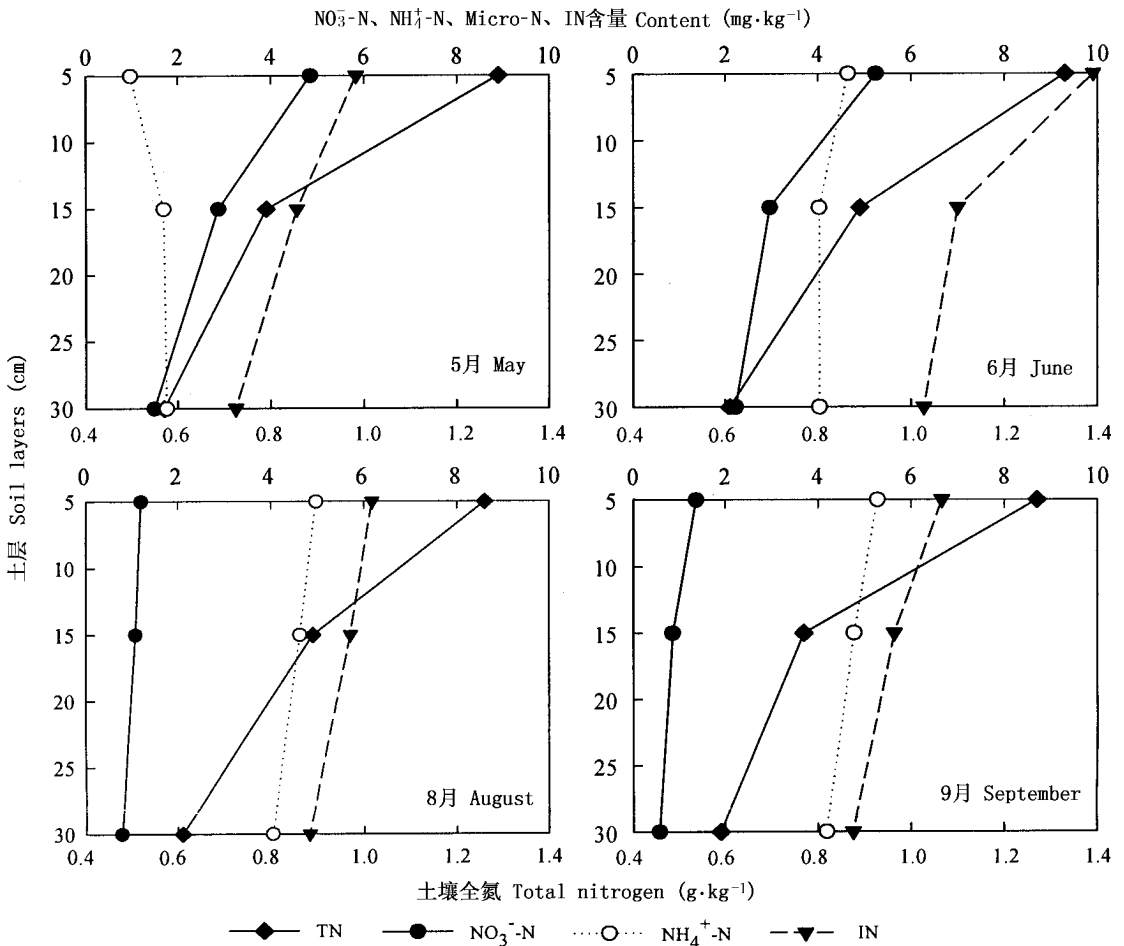


图 2 在不同植物生长期,不同土壤层次氮组分(NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、IN 和 TN)的含量

Fig.2 The content of different nitrogen fractions (NO_3^- -N, NH_4^+ -N, IN and TN) in different soil layers at different growth stages

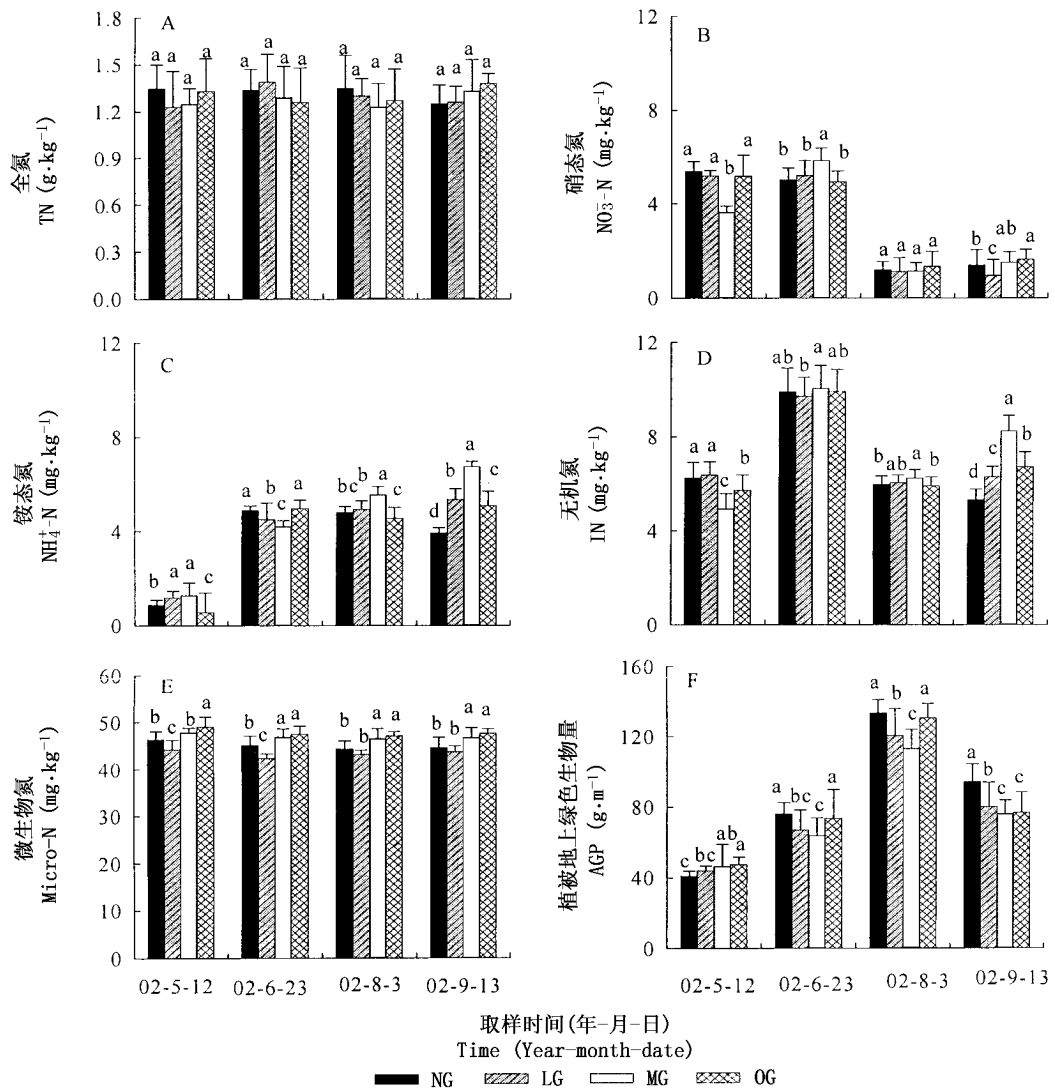


图3 土壤(0~10 cm)不同氮素组分和植被地上绿色生物量随牧压变化

Fig.3 The variation of different soil nitrogen fractions (0~10 cm) and plant aboveground green biomass at different stocking rates

TN, IN, Micro-N 同表1 See Table 1 AGP: 同图1 柱上标相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平下不显著 Bars with the same alphabetical are not significantly different at $p < 0.05$ NG 无牧 No grazing LG 轻牧 Light grazing MG 中牧 Medium grazing OG 过牧 Overgrazing

以糙隐子草 (*Cleistogenes squarrosa*) 和冷蒿为主。中牧处理以冷蒿为主, 星毛委陵菜比例也很高。重牧处理则以星毛委陵菜为主。而它们的吸氮能力(无机氮)是冷蒿 > 星毛委陵菜 > 羊草 > 糙隐子草。

在停止放牧后, 各放牧率下草地土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在植物生长初期(5月)含量都很低, 随植被地上绿色生物量积累含量逐渐升高, 到枯黄期含量最高(图1), 但从生长中期到植物枯黄期变化并不显著。土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与植被地上绿色生物量呈显著的正相关, 对绿色生物量的形成贡献较大(表2)。这种贡献除通过植物对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的直接吸收外, 还通过微生物调控土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的转化来实现 (Schimel *et al.*,

1989)。土壤微生物在同化氮素时, 常常对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 表现出一定的偏好 (Jackson *et al.*, 1989), 一般认为, 土壤微生物对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的吸收利用能力高于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (Recous *et al.*, 1990; Azam *et al.*, 1991)。Jansson 等 (1955) 秸秆分解试验的研究表明, 有 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 源时, 微生物不固定 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 。Recous 等 (1990) 用 ^{15}N 标记不同氮肥进行培养试验也得到了类似的结果。他们认为, 土壤中仅有少数微生物吸收同化硝态氮, 硝态氮和铵态氮同时存在时, 铵态氮会抑制微生物对硝态氮的吸收, 因为硝态氮的同化需要消耗能量 (Wickramasinghe *et al.*, 1985)。本研究中土壤微生物氮与土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 呈显著负相关 ($R =$

-0.222, $p < 0.01$, $n = 40$) 表明土壤微生物对土壤 NH_4^+ -N 有偏好吸收。 NH_4^+ -N 随植物生长季的推移逐渐升高也间接地证明了土壤微生物对氮的固持减少,而矿化加强。

土壤铵态氮在土层上的变化比较复杂。在植物生长初期(5月12日) NH_4^+ -N 含量随着土层的加深,含量反而升高(图2)。且表层 NO_3^- -N 比 NH_4^+ -N 大约高出5倍。可能是因为经过一个冬季累积了较高的 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N,但植物刚刚长出,对养分的需求不强,使土壤中剩余较多的 NO_3^- -N;由于土温的逐步升高,特别是表层土温高于下层土温,使表层土壤微生物数量和活性高于下层土壤,而微生物对 NH_4^+ -N 的偏好吸收使之大量被固持,使土壤 NH_4^+ -N 含量大大降低。土壤较高的微生物氮也间接地证明了以上推断。植物生长中期(6月23日), NH_4^+ -N 随土层的加深含量逐渐降低,且0~10 cm 土层与下两层达到显著水平($p < 0.001$),但10~20 cm 和20~40 cm 土层相比差异不显著(图2)。一般认为 NH_4^+ -N 带正电荷,易被带负电的粘土矿物和有机胶体吸附,不易淋洗。而带负电的 NO_3^- -N 易从生态系统中淋洗。在植物生长中期,采样前有3 d 的降雨,采样时土壤湿润,但并没有出现 NO_3^- -N 向下淋洗,可能是由于降雨强度较小且植物生长旺盛、土壤根系密集、吸氮比较强烈造成的。而造成土壤 NH_4^+ -N 在10~20 cm 和20~40 cm 土层含量相近的原因可能是由于植物的吸收较少,且10~20 cm 和20~40 cm 土层土壤粘粒(< 0.002 mm)很低,使土壤部分 NH_4^+ -N 向下移动。

3.4 土壤无机氮(IN)

土壤无机氮随不同草地恢复和季节变化显著变化,且随土层深度的增加而显著降低(表1,图2)。在植物不同生长时期 IN 对不同草地的恢复响应不一致(图3D),植物生长初期,以前无牧和轻牧处理的草地差异不显著,但与中牧和过牧有显著差异,且中牧含量最低(比无牧低28.4%)。这可能是因为以前放牧压力使土壤微环境发生变化(土壤微生物类群、温度和土壤水分等)(赵吉,1999);也可能是因为不同牧压下植物的种类不同,植物的吸收能力不同(Pan,2002)。但从生长中期(6月23日)到植物枯黄期(9月13日)随着以前放牧率的加大,其形成的草地在恢复过程中土壤无机氮的含量升高,过牧处理又有所下降。这种变化规律,与在一定的放牧压力范围内,草原生态系统中 N 循环速率随着放牧压力的增大而加快,放牧压力再提高, N 循环速率又

会变慢的观点一致(李香真等,1997)。

在各放牧率下,IN 随生长季的推移出现降-升-降-升的规律,在植物生长中期(6月份)含量最高(图1)。土壤无机氮是土壤速效性氮素,强烈地受土壤温度和水分的影响,能被植物直接吸收利用,随着植物生长季的变化而显著变化。在自然生态系统中 IN 水平是由有机物质的矿化和雨水带入量(Rain-born N)与矿物固定(Fixation)、微生物固定(Immobilization)、淋溶损失(Leaching)、氮挥发(Volatilization)和植物吸收的差额决定的(Stevenson,1986)。在植物的生长过程中,大约有1%~3%的土壤有机态氮被矿化,释放出来供植物利用。土壤微生物在土壤氮素的矿化和固持过程中起着重要的调节作用。土壤微生物和植物对无机氮的竞争,特别是对土壤 NH_4^+ -N 的竞争,决定了土壤无机氮在土壤中的剩余量。本研究中 Micro-N 能解释 IN 22.3% 的变异($R^2 = 0.223$, $p < 0.01$, $n = 40$),说明 Micro-N 是 IN 的重要来源。6月土壤无机氮最高。可能是因为雨前土壤较干(表土含水量平均为4.6%),雨后土壤湿润(表土含水量平均12.2%),这种干湿交替使土壤表层有高的氮的矿化速率(Herlihy,1979),即干土效应或 Birch 效应。这些矿化氮(NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N)植物没有充分的吸收利用,从而造成土壤有较多无机氮。增加的无机氮主要是土壤 NH_4^+ -N(是5月的4.74倍),而土壤 NO_3^- -N 变化不大。0~10 cm 土层无机氮与植被地上绿色生物量呈显著的负相关,对绿色生物量的形成有一定贡献(表2)。10~20 cm 和20~40 cm 土层无机氮与植被地上绿色生物量相关不显著。说明植物的根系主要分布在土壤表层(王艳芬等,1999)。

3.5 土壤微生物氮(Micro-N)

以前不同放牧率下形成的草地在恢复两年后, Micro-N 变化差异极显著(表1)。不同处理条件下整个植物生长季微生物氮的变化较一致,以前轻牧处理的草地微生物氮含量低(平均比过牧处理的低9.6%);过牧和中牧的草地 Micro-N 含量高,且同其它各处理达到了显著水平(图3E)。这可能是因为不同牧压下微生物类群发生了改变,如随放牧压力的增加嫌气性细菌和芽孢型细菌增加,而适当放牧对某些真菌(如丝状真菌)和放线菌有刺激作用,使其多样性增加(柳丽萍等,1996)。因细菌含氮量高(C:N = 3.33),放线菌(C:N = 4.55)和真菌(C:N = 12.9)含氮量相对较低(Jenkinson,1981),从而造成中牧和过牧处理 Micro-N 含量高。

在各退化草地恢复过程中, Micro-N 季节变化差异显著(表 1), Micro-N 随着植被地上绿色生物量积累含量降低, 到植物枯黄期含量略有回升(图 1)。在植物生长初期 Micro-N 含量高(平均比生长中期高 2.9%) 但从生长中期(6月23日)到植物枯黄期(9月13日)变化并不显著(图 1)。Micro-N 与植被地上绿色生物量相关性较小(表 2)。Micro-N 的季节变化主要受温度、水分和植物生长的影响。一般认为, Micro-N 是土壤中最活跃的土壤有机氮库, 一般占全氮的 1%~5%, 与土壤水解性氮含量比较一致(Wardle, 1998), 和植物生长密切相关, 能反映土壤近期内的氮素供应情况。Singh 等(1989)对高度风化及淋溶、养分缺乏的热带干旱地区林地和草地土壤微生物氮变化进行了研究, 结果表明在雨季(秋季和冬季)矿化作用强, 植物生长旺盛, 土壤养分被植物吸收, 微生物氮质量分数最低。Garcia 和 Rice (1994) 研究发现, 早春微生物氮较高, 随植物生长和氮素的吸收, 微生物氮下降, 在夏、秋季之交, 微生物氮会回复到较高的水平, 减少的微生物氮与植物的吸氮量有关。本文的研究也发现在植物生长初期, Micro-N 较高, 随着植物生长, Micro-N 含量降低, 到植物枯黄期又回升到一定的水平。但没有发现 Micro-N 与植被地上绿色生物量有显著的相关关系。

3.6 植被地上绿色生物量(AGP)

在各处理条件下, AGP 随季节的推移逐渐累积, 到 8 月达到最高, 然后又慢慢降低, 同土壤中有效性氮素的变化趋势相反(图 1)。说明随着植物生长, 植物对土壤有效养分的利用加强。不同处理间 AGP 差异显著(图 3F)。过度放牧处理, AGP 比轻牧和中牧的高, 这可能是由于牧压消除后, 在恢复的开始阶段, 仍以动物不喜食的双子叶植物为主, 这些植物有较高的初级生产能力, 而且凋落物中氮含量高, 物质的再循环快(Hiernaux *et al.*, 1999)。本试验的过度放牧处理植物正是以含氮高、循环快的星毛委陵菜为主(汪诗平等, 1999)。也可能是由于过度放牧, 植物根系明显向表层聚集(李香真等, 1998; 王艳芬等, 1999)对养分的吸收加强有关。同时, 由于牧压被解除, 可能是过剩的资源(由于土壤的退化滞后于植被的退化)发挥了潜在的优势(王炜等, 1996), 使植物快速生长。

4 结 语

本研究测定的土壤各氮素组分是某一时间点上除去各种损失以及植被和土壤微生物吸收后土壤的

净剩余量。所以土壤剩余量少则可能是土壤微生物和植物的吸收多(植物绿色生物量高), 即土壤养分与 AGP 呈现负相关关系时, 土壤养分对生物量的形成贡献大。不同放牧率形成的退化草地在恢复过程中土壤各氮素组分变化非常复杂, 特别是土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。由于植物和土壤微生物同时对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 竞争使 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的牧压变化和季节变化更加复杂, Micro-N 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的关系以及它们同植被生产力之间的关系都需要从机理上进行更深入地研究。因取样时间不同, 速效养分对不同草地恢复过程的响应也不一致, 作者认为, 研究不同草地恢复过程中土壤氮组分的变化时, 土壤取样时间最好在 AGP 形成最大期(8月初), 这段时间土壤各氮素组分受温度、降水和植物生长的影响最小, 可比性强。总体上, 短期恢复(放牧 11 年恢复两年)使土壤速效氮组分含量升高, 养分循环加快, 养分潜在损失的可能性增大。

参 考 文 献

- Azam, F., A. Lodhi & M. Ashraf. 1991. Interaction of ^{15}N -labelled ammonium nitrogen with native soil nitrogen during incubation and growth of maize. *Soil Biology and Biochemistry*, **23**: 473 ~ 477.
- Barber, S. A. 1984. Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. New York: John Wiley & Sons.
- Brookes, P. C., A. Landman, G. Pruden & D. S. Jenkinson. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **17**: 837 ~ 842.
- Feigin, A., D. H. Kohl, G. Shearer & B. Commoner. 1974. Variation in the natural Nitrogen-15 abundance in nitrate mineralized during incubation of several Illinois soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, **38**: 90 ~ 95.
- Frank, A. B., D. L. Tanaka, L. Hofmann & R. F. Follett. 1995. Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Journal of Range Management*, **48**: 470 ~ 474.
- Frank, D. A. & R. D. Evans. 1997. Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park. *Ecology*, **78**: 2238 ~ 2248.
- Garcia, F. O. & C. W. Rice. 1994. Microbial biomass dynamics in tallgrass prairie. *Soil Science Society of America Journal*, **58**: 816 ~ 823.
- Herlihy, M. 1979. Nitrogen mineralisation in soils of varying texture, moisture and organic matter. I. Potential and experimental values in fallow soils. *Plant and Soil*, **53**: 255 ~ 267.
- Hiernaux, P., C. L. Biielders, C. Valentin, A. Bation & S. Fernández-Rivera. 1999. Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments*, **41**: 231 ~ 245.
- Jackson, L. E., J. P. Schimel & M. K. Firestone. 1989. Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, **21**: 409 ~ 415.
- Jansson, S. L., M. J. Hallam & W. V. Bortholomew. 1955.

- Preferential utilization of ammonium over nitrate by microorganisms in the decomposition of oat straw. *Plant and Soil*, **5**: 382 ~ 390.
- Jenkinson, D. S. 1981. The fate of plant and animal residues in soil. In: Greenland, D. J. & M. H. B. Hayes eds. *The chemistry of soil processes*. New York: John Wiley & Sons. 505 ~ 561.
- Jenkinson, D. S. & L. C. Parry. 1989. The nitrogen cycle in the broadbalk wheat experiment: a model for the turnover of nitrogen through the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, **21**: 535 ~ 541.
- Li, J. H. (李金花) & Z. Q. Li (李镇清). 2002. Clonal morphological plasticity and biomass allocation pattern of *Artemisia frigida* and *Potentilla acaulis* under different grazing intensities. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), **26**: 435 ~ 440. (in Chinese with English abstract)
- Liu, L. P. (柳丽萍) & Y. N. Liao (廖仰南). 1996. Biological characteristics and biodiversity of the soil microorganisms in *Leymus chinensis* steppe and *Stipa grandis* steppe under different grazing intensities. *Research on Grassland Ecosystem* (草原生态系统研究), **5**: 70 ~ 79. (in Chinese with English abstract)
- Li, X. Z. (李香真) & Z. Z. Chen (陈佐忠). 1997. Nitrogen loss and management in grazed grassland. *Climatic and Environment Research* (气候与环境研究), **2**: 241 ~ 250. (in Chinese with English abstract)
- Li, X. Z. (李香真) & Z. Z. Chen (陈佐忠). 1998. Influence of stocking rates on C, N, P contents in plant-soil system. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), **6**: 90 ~ 98. (in Chinese with English abstract)
- Li, X. Z. (李香真), X. R. Xing (邢雪荣) & Z. Z. Chen (陈佐忠). 2001. Effects of grazing on biomass and element composition of *Xanthoparmelia camtschadalis*. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **12**: 369 ~ 373. (in Chinese with English abstract)
- Li, Y. H. (李永宏). 1993. Grazing dynamics of the species diversity in *Aneurolepidium chinense* steppe and *Stipa grandis* steppe. *Acta Botanica Sinica* (植物学报), **35**: 877 ~ 884. (in Chinese with English abstract)
- Li, Y. H. (李永宏), Z. Z. Chen (陈佐忠), S. P. Wang (汪诗平) & D. H. Huang (黄德华). 1999. Grazing experiment of sustainable management of grassland ecosystem of Inner Mongolia steppe: experimental design and the effects of stocking rates on grassland production and animal liveweight. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), **7**: 173 ~ 182. (in Chinese with English abstract)
- Niu, H. S. (牛海山), X. Z. Li (李香真) & Z. Z. Chen (陈佐忠). 1999. Effects of stocking rate on soil saturated hydraulic conductivity and its spatial variation. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), **7**: 211 ~ 216. (in Chinese with English abstract)
- Pan, Q. M. 2002. ¹⁵N uptake and allocation by plants with different abundance ranks in *Leymus chinensis* community Inner Mongolia steppe. Ph. D. dissertation of Institute of Botany of the Chinese Academy Sciences. 66 ~ 79.
- Recous, S., B. Mary & G. Faurie. 1990. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **22**: 913 ~ 922.
- Schimel, J. P., L. E. Jackson & M. K. Firestone. 1989. Spatial and temporal effects on plant-microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, **21**: 1059 ~ 1066.
- Singh, J. S., A. S. Raghubanshi & S. C. Stivastava. 1989. Microbial biomass acts a source of plant nutrients in dry tropical forest and Savanna. *Nature*, **338**: 499 ~ 500.
- Stevenson, F. J. 1986. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, micronutrients*. New York: John Wiley & Sons.
- van Wijnen, H. J., R. van der Wal & J. P. Bakker. 1999. The impact of herbivores on nitrogen mineralization rate: consequences for salt-marsh succession. *Oecologia*, **118**: 225 ~ 231.
- Wang, S. P. (汪诗平) & Y. H. Li (李永宏). 1997. The influence of different stocking rates and grazing seasons on feces composition and relevance to diet composition. *Acta Zoonutrientia Sinica* (动物营养学报), **9**: 49 ~ 56. (in Chinese with English abstract)
- Wang, S. P. (汪诗平) & Y. H. Li (李永宏). 1999. Degradation mechanism of typical grassland in Inner Mongolia. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **10**: 437 ~ 441. (in Chinese with English abstract)
- Wang, S. P. (汪诗平), Y. H. Li (李永宏), Y. F. Wang (王艳芬) & Z. Z. Chen (陈佐忠). 2001. Influence of different stocking rates on plant diversity of *Artemisia frigida* community in Inner Mongolia steppe. *Acta Botanica Sinica* (植物学报), **43**: 89 ~ 96. (in Chinese with English abstract)
- Wang, W. (王伟), Z. L. Liu (刘钟龄), D. Y. Hao (郝敦元) & C. Z. Liang (梁存柱). 1996. Research on the restoring succession of the degenerated grassland in Inner Mongolia. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), **20**: 449 ~ 459. (in Chinese with English abstract)
- Wang, Y. F. (王艳芬), Z. Z. Chen (陈佐忠) & L. T. Tieszen. 1998. Distribution of soil organic carbon in the major grasslands of Xilinguole, Inner Mongolia, China. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), **22**: 545 ~ 551. (in Chinese with English abstract)
- Wang, Y. F. (王艳芬) & S. P. Wang (汪诗平). 1999. Influence of different stocking rates on belowground biomass in Inner Mongolia steppe. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), **7**: 198 ~ 203. (in Chinese with English abstract)
- Wardle, D. A. 1998. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, **30**: 1627 ~ 1637.
- Wickramasinghe, K. N., G. A. Rodgers & D. S. Jenkinson. 1985. Nitrification in acid tea soils and a neutral grassland soil: effects of nitrification inhibitors and inorganic salts. *Soil Biology and Biochemistry*, **17**: 249 ~ 252.
- Williams, M. A., C. W. Rice & C. E. Owensby. 2001. Nitrogen competition in a tallgrass ecosystem exposed to elevated carbon dioxide. *Soil Science Society of America Journal*, **65**: 340 ~ 346.
- Woodmansee, R. G., J. L. Dodd, R. A. Bowman, F. E. Clark & C. E. Dickinson. 1978. Nitrogen budget of a shortgrass prairie ecosystem. *Oecologia*, **34**: 363 ~ 376.
- Zhao, J. (赵吉). 1999. Effect of stocking rates on soil microbial number and biomass in steppe. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), **7**: 223 ~ 227. (in Chinese with English abstract)