

# 青藏高原高寒草甸土壤 CO<sub>2</sub> 排放对模拟氮沉降的早期响应

朱天鸿<sup>1</sup>, 程淑兰<sup>1\*</sup>, 方华军<sup>2</sup>, 于贵瑞<sup>2</sup>, 郑娇娇<sup>1</sup>, 李英年<sup>3</sup>

(1 中国科学院研究生院, 北京 100049; 2 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101;

3 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810001)

**摘要:** 研究大气氮沉降输入对青藏高原高寒草甸土壤-大气界面 CO<sub>2</sub> 交换通量的影响, 对于准确评价全球变化背景下区域碳平衡至关重要。通过构建多形态、低剂量的增氮控制试验, 利用静态箱-气相色谱法测定土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量, 同时测定相关土壤变量和地上生物量, 分析高寒草甸土壤 CO<sub>2</sub> 排放特征及其主要驱动因子。研究结果表明: 低、高剂量氮输入倾向于消耗土壤水分, 而中剂量氮输入有利于土壤水分的保持; 施氮初期总体上增加了土壤无机氮含量, 铵态氮累积效应更为显著; 施氮显著增加地上生物量和土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量, 铵态氮的促进效应显著高于硝态氮。另外, 土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量主要受土壤温度驱动, 其次为地上生物量和铵态氮储量。上述结果反映了氮沉降输入短期内可能刺激了植物生长和土壤微生物活性, 加剧了土壤-大气界面 CO<sub>2</sub> 排放。

**关键词:** 大气氮沉降; 土壤有效氮; 土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量; 驱动因子; 高寒草甸

## Early responses of soil CO<sub>2</sub> emission to simulating atmospheric nitrogen deposition in an alpine meadow on the Qinghai Tibetan Plateau

ZHU Tianhong<sup>1</sup>, CHENG Shulan<sup>1\*</sup>, FANG Hua jun<sup>2</sup>, YU Gui rui<sup>2</sup>, ZHENG Jiao jiao<sup>1</sup>, LI Ying nian<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

<sup>2</sup> Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

<sup>3</sup> Northwest Institute of Biology, CAS, Xining 810001, China

**Abstract** Soil-atmosphere carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) exchange is a key carbon cycling process in terrestrial ecosystems. To assess the effects of atmospheric N deposition on the C budget of an alpine meadow ecosystem on the Qinghai-Tibetan Plateau, it is necessary to explore the responses of soil-atmosphere CO<sub>2</sub> exchange to N addition. Since 2007, a multi-form, low-level N addition experiment has been conducted at the Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station on the Qinghai-Tibetan Plateau. Three N fertilizers, NH<sub>4</sub>Cl, (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, and KNO<sub>3</sub>, were added at four rates: control (0 kg N hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), low N (10 kg N hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), medium N (20 kg N hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), and high N (40 kg N hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>). Each N treatment has three replicates. Each plot has an area of 9 m<sup>2</sup> (3 m × 3 m) and a 2 m isolation band is set between adjacent plots. During the growing season (May to September), soil CO<sub>2</sub> effluxes were monitored weekly by static chamber and gas chromatograph techniques. Parallel to the flux measurements, soil temperature at the soil surface and at 5 cm and 10 cm depth and soil moisture at 10 cm depth were recorded. Soil ammonium and nitrate contents and aboveground biomass were measured monthly to examine the key factors driving soil CO<sub>2</sub> efflux. N addition did not alter soil temperature, but significantly changed soil moisture content. Both low and high levels of N addition tended to reduce soil moisture, whereas a medium level of N input maintained soil moisture. This mainly depended on the soil moisture balance of precipitation, soil evaporation and plant transpiration. N addition slightly increased the soil NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N pool but did not significantly change the

基金项目: 国家自然科学基金 (31070435, 41071166); 国家重点基础研究发展计划资助项目 (2010CB833502, 2010CB833501)

收稿日期: 2010-11-10; 修订日期: 2011-02-14

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: skheng77@yahoo.com

$\text{NO}_3^-$ -N pool. Competition for soil available N between plants and soil microorganisms, priority use of nitrate by plants, and removal by livestock grazing are responsible for this lack of significant accumulation in the soil nitrate pool. In control plots, soil  $\text{CO}_2$  efflux from alpine meadow soils ranged from 120.9 to 1000.4  $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , with an average of  $544.7 \pm 40.0 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . N addition significantly increased aboveground biomass and soil  $\text{CO}_2$  efflux. Ammonium-N fertilizer promoted soil  $\text{CO}_2$  efflux more significantly than did nitrate-N fertilizer, which was mainly attributed to competition and cooperation in the use of multiple nitrogen between plants and soil microorganisms. Soil  $\text{CO}_2$  efflux was mainly driven by soil temperature, followed by aboveground biomass and the  $\text{NH}_4^+$ -N pool. This indicates that the contribution of heterotrophic respiration to  $\text{CO}_2$  efflux from the alpine meadow soil is greatest, followed by autotrophic respiration from plant roots. Soil  $\text{NH}_4^+$ -N accumulation can increase the contribution of root autotrophic respiration and soil microbial heterotrophic respiration, suggesting that  $\text{CO}_2$  emissions from alpine meadow soil are sensitive to exogenous N input. Chronic atmospheric N deposition will stimulate  $\text{CO}_2$  emission from alpine meadow soils on the Qinghai-Tibetan Plateau in the short term. We can also deduce that chronic N deposition may accelerate degradation of the grazing alpine meadow ecosystem.

**Key Words** atmospheric nitrogen deposition; soil nitrogen; soil  $\text{CO}_2$  emission flux; driving factor; alpine meadow

近几十年来,人类活动导致大气氮沉降量成比例增加,明显改变了陆地生态系统碳、氮循环<sup>[1]</sup>。从1860年到2000年,人类活动产生的反应性氮由15 Tg/a增加到165 Tg/a,其中绝大部分又以干湿沉降的方式到达地表<sup>[1-2]</sup>。当前全球大气氮沉降量为105 Tg/a,并呈逐年增加趋势,预计未来25a内会加倍<sup>[1, 3]</sup>。我国境内大气干湿沉降总量平均为12.9  $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,部分地区高达63.5  $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,已成为继欧洲、北美之后的第三大氮沉降区<sup>[4]</sup>。氮沉降输入明显改变陆地生态系统的碳、氮循环速率,进而影响整个生态系统的结构和功能。

土壤  $\text{CO}_2$ 排放是陆地生态系统碳循环的重要组成部分,受气温升高<sup>[5]</sup>、降水格局变化<sup>[6]</sup>、 $\text{CO}_2$ 浓度富集<sup>[7]</sup>、氮沉降增加<sup>[8]</sup>等全球变化的显著影响。由于土壤碳库储量巨大、驻留时间最长,其储量变化0.1%将导致大气圈  $\text{CO}_2$ 浓度升高1  $\text{mg/m}^3$ <sup>[9]</sup>。土壤  $\text{CO}_2$ 排放对氮沉降输入的响应存在诸多争议,包括促进<sup>[10]</sup>、抑制<sup>[8]</sup>和不显著<sup>[11]</sup>等3种观点。产生这种分歧的主要原因是:土壤  $\text{CO}_2$ 排放包括植物根系自养呼吸、根际微生物呼吸和土壤有机质分解等多个组分,受土壤温度、土壤水分和有效养分等多种因素的影响,并且不同呼吸组分对氮素输入的响应也不尽相同<sup>[12]</sup>。因此,有必要深入探讨外源性氮素输入对土壤  $\text{CO}_2$ 排放的影响特征,并阐明其主要的的环境控制因子。

然而,过去有关大气氮沉降模拟研究主要集中于森林、湿地和温带草地生态系统,对青藏高原高寒草甸生态系统的关注较少<sup>[8, 13-14]</sup>。由于常年处于低温、湿润的环境中,高寒草甸土壤有机碳密度和储量巨大<sup>[15]</sup>。根据Yang等<sup>[16]</sup>的研究结果,青藏高原高寒草甸面积约51.7  $\times 10^4 \text{ km}^2$ ,平均土壤碳密度为9.05  $\text{kg/m}^2$ ,1m深土壤碳储量为4.68 Pg C,约占全国土壤碳储量的1/10。由于区域经济的发展和大气反应性氮的远距离传输,青藏高原东部地区大气氮沉降十分明显(8.7—13.8  $\text{kgN hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ),并呈逐年增加趋势<sup>[4]</sup>。大气氮沉降输入增加了高寒草甸生态系统氮素的可利用性,进而影响土壤以及整个生态系统的碳循环过程。然而,迄今尚未系统地开展高寒草甸土壤碳排放过程对不同氮素形态(氧化态和还原态)和剂量输入响应方面的研究。

本文主要研究目的是:(1)分析不同氮素形态和剂量对高寒草甸主要土壤变量(土壤温度、土壤水分、土壤无机氮)和地上生物量的影响;(2)探讨不同氮素形态和剂量对高寒草甸土壤  $\text{CO}_2$ 排放通量的影响;(3)明确不同氮沉降水平下高寒草甸土壤  $\text{CO}_2$ 排放的主要驱动因子。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站西北1 km处的风匣口(北纬37°37',东经101°19'),地势平坦开阔,海拔3220m。气候类型为高原大陆性气候,夏季凉爽多雨,冬季寒冷、干燥多风。年均温

- 1.7°C, 最高温(7月)和最低温(1月)分别为 9.8°C和 - 14.8°C; 年均降水量 580mm, 其中 80% 集中于 5—9月<sup>[17]</sup>。植被类型以矮嵩草为建群种, 主要优势种为垂穗披碱草、异针茅、麻花苻、甘肃棘豆和紫羊茅, 伴生种为瑞苓草、美丽凤毛菊和柔软紫菀等。土壤类型为草毡寒冻锥形土, 呈微碱性, 有机质含量丰富, 土壤发育年轻, 土层浅薄<sup>[17]</sup>。

## 1.2 试验设计

为了真实模拟大气沉降的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、Cl<sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、K<sup>+</sup> 等 5 个主要离子输入, 参照青藏高原海北站实际大气氮沉降量 (8.7—13.8 kgN hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>)<sup>[4]</sup>, 于 2007 年 5 月设置了 NH<sub>4</sub>Cl (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>、KNO<sub>3</sub> 3 种类型和低氮 (10 kgN hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>)、中氮 (20 kgN hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>)、高氮 (40 kgN hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) 3 种水平的施氮控制实验, 分别模拟未来大气氮沉降增加 1 倍、2 倍和 4 倍情景下高寒草甸生态系统碳氮循环关键过程的变化。每种施氮水平处理设置 1 个对照 (CK) 以消除微地形等环境异质性对实验结果的可能影响; 同时每种氮肥处理设置 3 个重复, 共 36 个样方; 样方大小为 3 m × 3 m, 样方间隔带宽为 2 m。每年生长季 (5—10 月) 每月月初将氮肥溶于 10 L 水中, 利用喷雾器均匀喷洒于样方内, 对照样方则喷洒相同数量的水以减少处理间因外加水对高寒草甸生物地球化学循环的影响。每年 10 月中旬将非生长季 (11 月—翌年 4 月) 氮肥一次性施入土壤中, 各处理施氮量均为全年施氮量的一半。另外, 所有样方位于冬季牧场, 生长季不放牧。

## 1.3 土壤 CO<sub>2</sub>排放监测

在 2009 年生长季 (5—9 月), 采用静态暗箱气相色谱法测定土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量。静态箱由不锈钢材料制成, 盖箱长、宽、高分别为 50 cm、50 cm 和 40 cm, 10 cm 高的底座埋入地下, 采样时注水密封。盖箱外部覆盖白色绝缘泡沫以减少取样时太阳辐射对箱内温度的影响, 并在内部安装直径为 15 cm 的风扇以确保箱内气体均匀混合。采样频率为每周 1 次, 采样时间为 9:00—11:00 代表土壤 CO<sub>2</sub> 通量的日均值<sup>[18]</sup>。扣上盖箱后, 分别在 0、10、20、30 min 时段内采样 4 次, 并在 24 h 内利用气相色谱完成分析测试。CO<sub>2</sub> 采用单阀单柱进样分离系统, 经镍触媒转换器转化为 CH<sub>4</sub> 后用火焰离子化检测器 (FID) 检测, CO<sub>2</sub> 分离采用 2 m 长, 内径 2 mm 的 60—80 目 Porapak Q 色谱柱, 镍触媒转换器温度为 375°C, 检测器工作温度为 200°C, 载气为高纯氮气, 流量为 30 mL/min。根据箱内气体浓度随时间的变化率计算出土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量<sup>[18]</sup>。同时测定地表、地下 5 cm 和地下 10 cm 的土壤温度以及地下 10 cm 的土壤体积含水量。CO<sub>2</sub> 排放通量计算公式如下:

$$Q_t = \frac{V}{A} \times \frac{273.15}{T_a} \times \frac{P}{101.3} \times \frac{1000}{22.4} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad (1)$$

式中,  $Q_t$  为  $t$  时刻气体排放通量 ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ );  $V$  为箱体体积 ( $\text{m}^3$ );  $A$  为箱体所覆盖的面积 ( $\text{m}^2$ );  $T_a$  为取样时大气温度 (K);  $P$  为取样时大气压值 (kPa);  $\Delta C$  为  $\Delta t$  时间内体内气体浓度增量 ( $\mu\text{mol/mol}$ );  $\Delta t$  为时间变化量 (s)。

## 1.4 土壤样品采集与分析

生长季每月中旬, 在每个样地的静态箱周围利用取土钻 (直径为 2.5 cm) 随机采集 5 个土壤样品, 采样深度为 50 cm, 土层间隔为 10 cm, 同层土壤均匀混合组成一个样品。土样采集后, 立即过 2 mm 土壤筛去除土壤中砾石和植物根系, 然后放回冰箱冷藏。利用千分之一天平称取 15 g 左右新鲜土样, 加入 100 mL 0.2 mol/L 的 KCl 溶液振荡 1 h 经过定量滤纸过滤, 利用连续流动注射分析仪 (Bran Luebbe, Germany) 测定滤液中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度。考虑到整个土壤剖面有效氮都会影响土壤-大气 CO<sub>2</sub> 排放, 结合各土层的土壤容重和砾石体积分数, 计算每个样方土壤铵态氮 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) 和硝态氮 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) 储量 ( $\text{g/m}^2$ )。

## 1.5 统计分析

运用重复测量方差分析比较不同施氮类型和施氮水平下 5 cm 土壤温度、10 cm 土壤含水量、地上生物量、无机氮储量和土壤 CO<sub>2</sub> 通量的差异, 月份作为因素内变量, 施氮类型和施氮水平作为因素间变量, 利用 Tukey's HSD 进行不同氮素水平间的均值比较。运用一元回归和多元逐步回归模型分析土壤 CO<sub>2</sub> 排放与土壤变量 (土壤温度、含水量、无机氮储量) 以及地上生物量之间的关系。利用 SPSS 17.0 软件进行统计分析, 显

著性水平为 0.05 利用 SigmaPlot 10.0 软件进行统计绘图。

## 2 结果

### 2.1 土壤温度和土壤含水量对氮输入响应

整个生长季,地表温度波动性较大,对照处理样方地表温度平均为  $(13.5 \pm 0.9)^\circ\text{C}$ ,与采样时天气条件有关(表 1)。地下 5 cm 和 10 cm 土壤温度呈明显单峰变化,对照处理下两者均值分别为  $(9.4 \pm 0.6)^\circ\text{C}$  和  $(9.3 \pm 0.6)^\circ\text{C}$ (表 1)。不同施氮水平下地表、地下 5 cm 和 10 cm 土壤温度均无显著性差异( $P > 0.05$  表 1)。

整个生长季,不同处理样方表层 10 cm 土壤含水量变化范围为 0.31—0.35  $\text{m}^3/\text{m}^3$ (表 1)。在不同施氮类型和施氮水平下,土壤含水量均表现相似的变化趋势,即低、高水平的氮输入倾向于消耗土壤水分,而中氮倾向于保持土壤水分,变幅在 -1.59%—1.41%(图 1)。方差分析结果表明:  $\text{KNO}_3$  的低氮和高氮处理显著降低土壤含水量,而中氮处理显著增加土壤含水量。另外,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  的高氮处理也显著降低土壤含水量(表 1 和图 1)。不同氮素类型对土壤含水量的影响没有显著性差异( $P > 0.05$  表 1 和图 1)。

表 1 不同处理样方环境变量的变化特征

Table 1 Variation of environmental factors at the different treatment plots

处理 Treatment	土壤温度*			土壤含水量			土壤 $\text{NH}_4^+$ -N 库		
	Soil Temperature / $^\circ\text{C}$			Soil moisture / ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ )			Soil ammonium pool / ( $\text{g}/\text{m}^2$ )		
	0 cm	5 cm	10 cm	$\text{NH}_4\text{Cl}$	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	$\text{KNO}_3$	$\text{NH}_4\text{Cl}$	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	$\text{KNO}_3$
对照 Control	13.5 a (0.9)	9.4 a (0.6)	9.3 a (0.6)	0.33 a (0.04)	0.33 a (0.04)	0.33 b (0.04)	4.79 b (0.64)	4.79 a (0.64)	4.79 a (0.64)
低氮 Low N	13.1 a (0.8)	9.2 a (0.6)	9.2 a (0.6)	0.32 a (0.03)	0.33 ab (0.04)	0.31 c (0.03)	4.56 b (0.63)	4.96 a (0.65)	4.56 a (0.49)
中氮 Medium N	13.5 a (1.0)	9.4 a (0.6)	9.3 a (0.7)	0.34 a (0.04)	0.34 a (0.04)	0.34 a (0.04)	4.98 b (0.33)	5.02 a (0.33)	4.92 a (0.51)
高氮 High N	13.8 a (0.8)	9.6 a (0.5)	9.5 a (0.6)	0.33 a (0.04)	0.31 b (0.04)	0.32 c (0.04)	5.75 a (0.67)	5.32 a (0.56)	4.85 a (0.42)

处理 Treatment	土壤 $\text{NO}_3^-$ -N 库			地上生物量		
	Soil nitrate pool / ( $\text{g}/\text{m}^2$ )			Aboveground biomass / ( $\text{g}/\text{m}^2$ )		
	$\text{NH}_4\text{Cl}$	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	$\text{KNO}_3$	$\text{NH}_4\text{Cl}$	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	$\text{KNO}_3$
对照 Control	1.34 a (0.26)	1.34 a (0.26)	1.34 a (0.26)	349.8 b (74.6)	349.8 b (74.6)	349.8 b (74.6)
低氮 Low N	1.36 a (0.27)	1.48 a (0.22)	1.62 a (0.17)	431.3 a (93.6)	444.3 a (100.3)	426.1 a (86.5)
中氮 Medium N	1.35 a (0.30)	1.45 a (0.17)	1.57 a (0.29)	370.0 b (79.0)	387.9 b (94.7)	447.1 a (114.2)
高氮 High N	1.61 a (0.38)	1.46 a (0.17)	1.52 a (0.34)	370.0 b (67.5)	416.8 a (83.8)	437.3 a (99.4)

\* 不同字母表示不同氮素输入水平间增氮效应有显著差异; 数据为均值和标准差

### 2.2 土壤无机氮储量变化及其对氮输入的响应

在自然状态下,高寒草甸不同月份土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量变化范围为 1.98—7.86  $\text{g}/\text{m}^2$ , 平均为  $(4.79 \pm 0.64) \text{g}/\text{m}^2$ (表 1)。低剂量氮输入倾向于降低土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量,而中剂量和高剂量氮素输入有利于土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 的累积,变幅在 -4.89%—20.11%之间,其中低剂量和高剂量氮处理差异显著( $P < 0.05$  表 1 和图 1)。另外,铵态氮肥输入对土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量的积累较硝态氮肥效果更为明显,高剂量  $\text{NH}_4\text{Cl}$  输入显著增加土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量(图 1 和表 1)。

土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 储量对增氮的响应与土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量并不一致。在自然状态下,高寒草甸不同月份土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 储量变化范围为 0.72—2.42  $\text{g}/\text{m}^2$ , 平均为  $(1.34 \pm 0.26) \text{g}/\text{m}^2$ , 明显低于土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量,说明高寒草甸土壤无机氮以  $\text{NH}_4^+$ -N 为主(表 1)。施氮倾向于导致土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 累积,变幅在 1.11%—27.9%之间,且硝态氮肥累积效应要略高于铵态氮肥,但统计上并不显著,可能与施氮时间较短有关(图 1)。

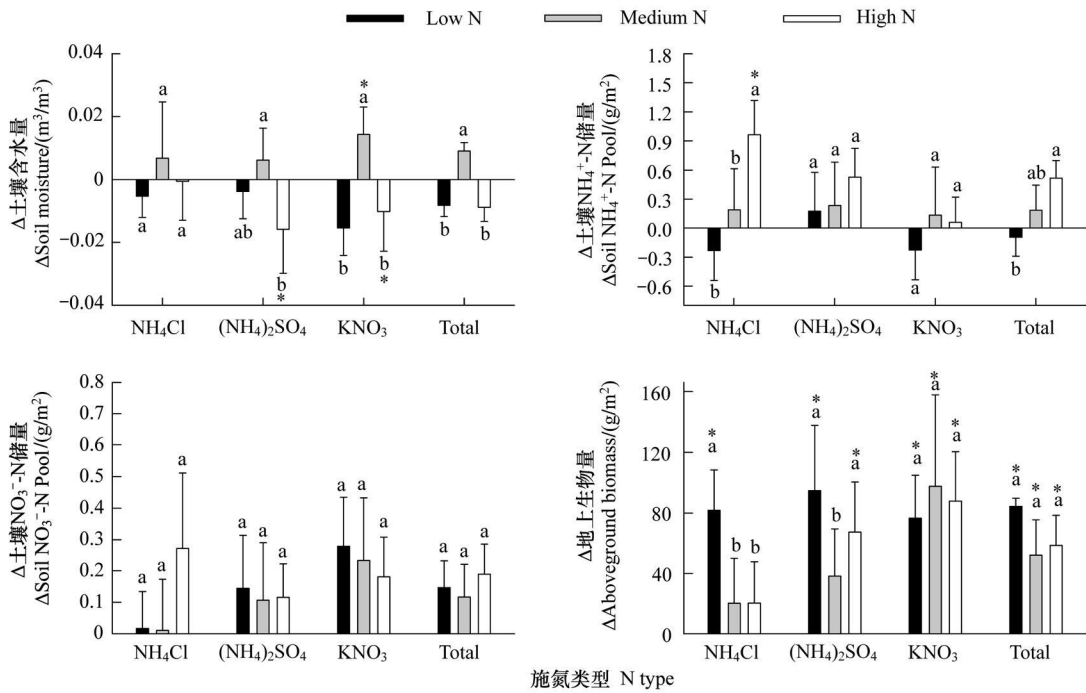


图 1 土壤含水量, 土壤  $NH_4^+ -N$ 、 $NO_3^- -N$  储量和地上生物量对氮沉降输入响应

Fig 1 Responses of soil moisture,  $NH_4^+ -N$ ,  $NO_3^- -N$  pool and aboveground biomass to N addition. Different letters indicate significant differences between nitrogen input levels; \* indicates significant differences between nitrogen treatments and the control.

### 2.3 地上生物量变化及其对氮输入的响应

在自然状态下, 高寒草甸地上生物量变化范围为 147.6—581.3  $g/m^2$ , 平均为 (349.8 ± 74.6)  $g/m^2$  (表 1)。方差分析结果表明: 外源性氮素输入显著促进地上生物量的增加, 增加幅度在 5.76%—27.83% 之间; 3 种氮素类型的低氮处理一致表现为显著的促进作用, 且硝态氮肥对植物生长的促进效应较铵态氮肥更为明显 (图 1)。

### 2.4 土壤 CO<sub>2</sub> 通量变化及其对氮输入的响应

整个生长季, 青藏高原高寒草甸土壤表现为净排放 CO<sub>2</sub>。与土壤温度变化趋势相同, 土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量呈单峰变化, 5 月份最低, 最大值出现在 7 月末和 8 月初, 随后又缓慢下降 (图 2)。在自然状态下, 高寒草甸土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量变化范围为 120.9—1000.4  $mg CO_2 m^{-2} h^{-1}$ , 平均为 (572.1 ± 44.3)  $mg CO_2 m^{-2} h^{-1}$  (图 2)。方差分析结果表明: 施氮倾向于促进土壤 CO<sub>2</sub> 排放, 并且随着施氮量的增加其促进效应更为明显, 中氮和高氮处理与低氮处理存在显著性差异 (图 2)。另外,  $NH_4Cl$  的高氮处理和  $(NH_4)_2SO_4$  的中氮、高氮处理均显著促进土壤 CO<sub>2</sub> 排放, 即铵态氮肥的促进作用较硝态氮肥更为明显 (图 2)。

### 2.5 土壤 CO<sub>2</sub> 通量与主要环境因子之间的相关关系

土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量与土壤 5 cm 温度、土壤  $NH_4^+ -N$  储量、地上生物量极显著正相关, 与土壤 10 cm 含水量极显著负相关, 与土壤  $NO_3^- -N$  储量的相关性不显著 (图 3 表 2)。并且, 土壤 CO<sub>2</sub> 通量与土壤温度、土壤含水量呈指数关系, 而与土壤  $NH_4^+ -N$  储量、地上生物量呈线性关系 (图 3 表 2)。在自然状态下, 土壤温度、土壤水分、地上生物量、土壤  $NH_4^+ -N$  储量分别能够解释土壤 CO<sub>2</sub> 通量变异的 87%、51%、27% 和 53% (表 2)。逐步回归分析表明, 土壤 CO<sub>2</sub> 排放通量主要受土壤温度控制, 其次是地上生物量。随着施氮剂量的增加, 土壤  $NH_4^+ -N$  储量的贡献逐渐显现, 所有氮素处理均表明土壤水分贡献相对较小 (表 2)。

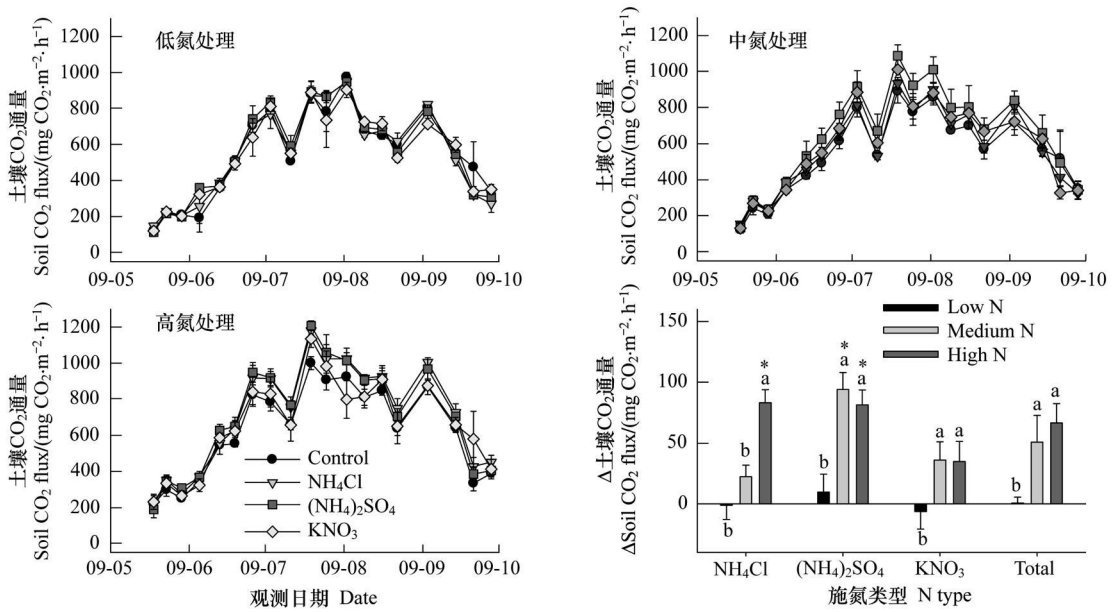


图 2 土壤 CO<sub>2</sub> 通量月变化及其对氮沉降的响应

Fig 2 Monthly variation of soil CO<sub>2</sub> effluxes and their response to N addition

不同字母表示氮素处理间存在显著性差异; \* 表示氮素处理与对照存在显著性差异

表 2 土壤 CO<sub>2</sub> 通量与主要环境因子的回归模型

Table 2 Regression model between the soil CO<sub>2</sub> fluxes and the environmental variables

施氮水平 <sup>a</sup> N addition levels	a	b	c	d	e	P	R <sup>2</sup>
(a) $F_{CO_2} = a \times \exp(b \times T_s)$							
对照 Control	133.87	0.13				< 0.01	0.87
低氮 Low N	124.9	0.15				< 0.01	0.93
中氮 Medium N	127.89	0.14				< 0.01	0.85
高氮 High N	130.49	0.14				< 0.01	0.88
(b) $F_{CO_2} = a \times \exp(-b \times M_s)$							
对照 Control	3332.54	5.61				< 0.01	0.51
低氮 Low N	2358.75	4.72				< 0.01	0.33
中氮 Medium N	1919.15	3.59				< 0.01	0.44
高氮 High N	2456.42	4.23				< 0.01	0.45
(c) $F_{CO_2} = a \times NH_4^+ + b$							
对照 Control	60.27	253.18				< 0.01	0.27
低氮 Low N	63.96	183.33				< 0.01	0.23
中氮 Medium N	87.10	123.17				< 0.01	0.29
高氮 High N	65.72	338.41				< 0.01	0.17
(d) $F_{CO_2} = a \times AB + b$							
对照 Control	0.97	214.82				< 0.01	0.53
低氮 Low N	0.83	188.46				< 0.01	0.60
中氮 Medium N	0.79	254.29				< 0.01	0.58
高氮 High N	0.88	298.53				< 0.01	0.44
(e) $F_{CO_2} = a \times \exp(b \times T_s) + c \times AB + d \times NH_4^+ + e$							
对照 Control	446.04	0.067	0.337		-456.4	< 0.01	0.92
低氮 Low N	259.01	0.097	0.181		-214.18	< 0.01	0.95
中氮 Medium N	690.12	0.054	0.248		-710.99	< 0.01	0.88
高氮 High N	293.23	0.095	0.274	17.308	-394.23	< 0.01	0.92

\*  $T_s$  为土壤 5cm 温度,  $M_s$  为土壤 10cm 体积含水量,  $NH_4^+$  为土壤 50cm 深度  $NH_4^+$ -N 储量, AB 为地上生物量

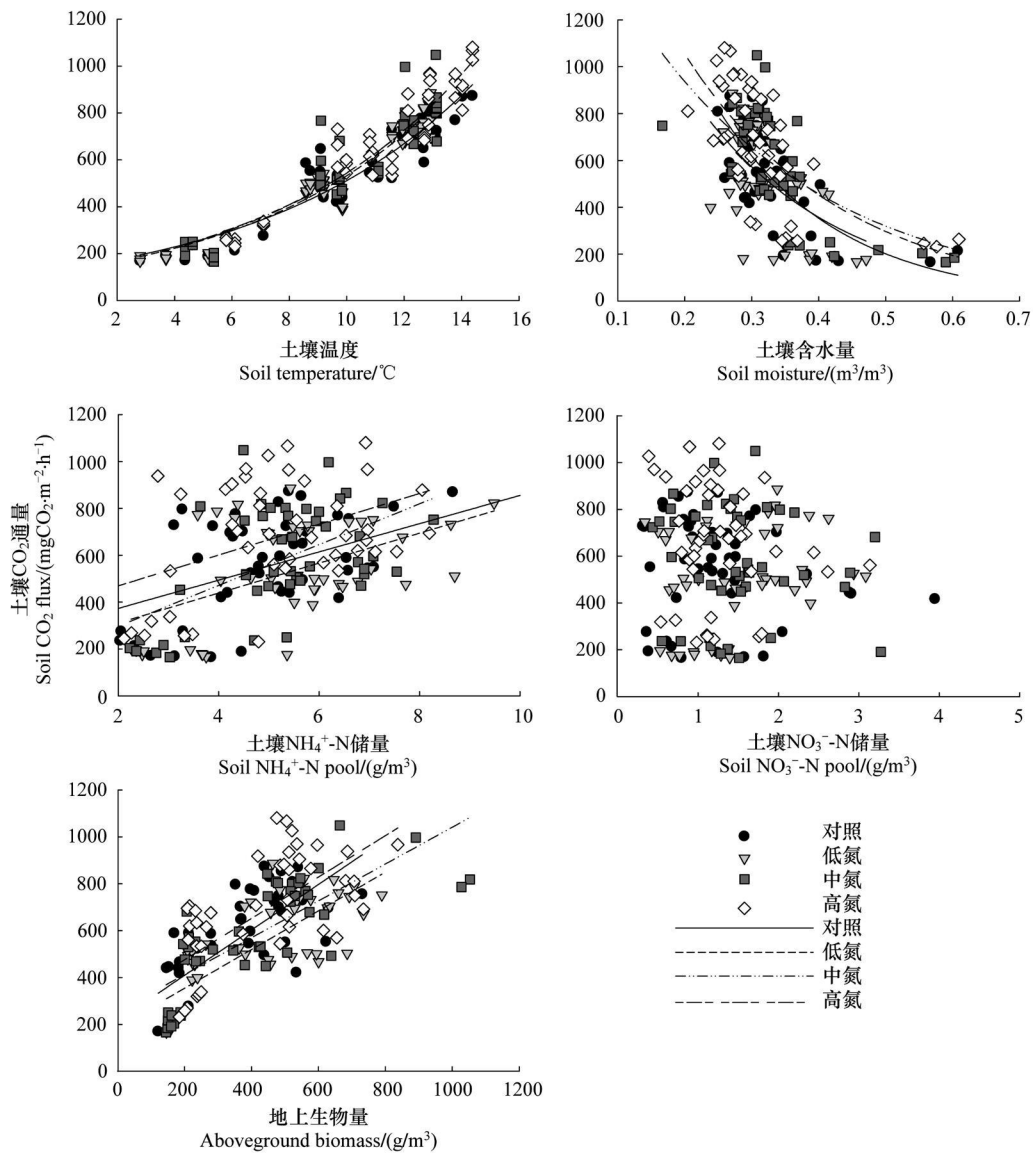


图 3 土壤 CO<sub>2</sub>通量与温度、水分、无机氮储量以及地上生物量之间的关系

Fig 3 Relationships between soil CO<sub>2</sub> fluxes and soil temperature, soil moisture, inorganic N storages and aboveground biomass

### 3 讨论

#### 3.1 氮素输入对土壤属性和植物生长的影响

本研究发现, 施氮不改变地表和土壤温度, 但显著改变土壤水分含量。低剂量和高剂量氮输入倾向于消耗土壤水分, 而中剂量氮输入倾向于土壤水分保持(表 1和图 1)。土壤水分含量通常取决于大气降水、土壤蒸发和植物蒸腾间的收支平衡<sup>[19]</sup>。因大气降水量相同, 不同氮素处理样方土壤水分含量的差异则源于土壤蒸发、植物蒸腾在土壤水分消耗总量中所占的比例。低氮输入时, 地表裸露面积较大, 土壤蒸发水分消耗所占比例要远高于植物蒸腾; 中剂量氮输入增加了土壤有效氮积累, 促进了植物生长, 地表裸露面积减少, 降低了土壤蒸发的损失比例; 高剂量氮输入进一步增加了植物生物量, 植物蒸腾作用加剧, 从而不利于土壤水分的保持。Xia等<sup>[20]</sup>在内蒙古温带典型草原研究发现, 增温显著降低各层土壤含水量, 而施氮没有显著降低土壤含水量。相反, 马琳娜<sup>[21]</sup>研究则认为, 增温使长岭草甸草原表层 10 cm 土壤水分含量减少 0.02 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, 施氮处理使土壤含水量增加 0.015 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>。上述研究表明, 水分相对较多的草甸草原和高寒草甸土壤水分变化对氮素输入的响应比典型草原可能更加敏感, 有关生态系统水分消耗机制尚不明确。

土壤无机氮储量动态取决于外源性氮素输入、土壤氮素转化、植物吸收、液态淋溶和气态排放等多个过程。由于青藏高原高寒草甸是极端贫氮的生态系统,土壤有效氮含量很低,加上降水量不高,土壤氮淋溶损失极低<sup>[22]</sup>。因此,土壤有效氮对氮输入的响应主要取决于植物吸收以及土壤微生物利用之间的平衡。低剂量氮输入倾向于消耗土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 储量,中、高剂量的氮输入有利于土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 的累积(表 1 和图 1)。研究结果一方面表明,低剂量氮输入激发了高寒草甸土壤的微生物活性,同时促进了植物的生长,牲畜啃食减少了归还土壤的氮素,导致土壤氮的可利用性日益匮乏。另一方面,土壤有效氮对不同剂量氮输入的响应反映了植物、土壤微生物对不同形态氮素的竞争和合作利用关系。在有效氮匮乏的高寒草甸生态系统中,植物和土壤微生物对  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  的竞争过程中,植物都是绝对的优胜者,但是植物对  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  的利用有所偏好,整个生长季节中植物利用了较多的  $\text{NO}_3^-$ <sup>[23]</sup>。因此,植物吸收优先利用  $\text{NO}_3^-$ -N 是导致生长季土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 无显著累积的主要原因。

### 3.2 高寒草甸土壤 $\text{CO}_2$ 排放对外源性氮输入的响应机理

土壤  $\text{CO}_2$  排放对外源性氮输入的响应不同可能与施氮引起的碳固定、分配以及土壤“氮饱和”程度有关<sup>[24]</sup>。与其它生态系统的研究结论不同,本研究发现低剂量氮输入对土壤  $\text{CO}_2$  排放没有明显的促进作用,甚至表现为抑制作用,这可能与低剂量氮输入加剧了  $\text{NH}_4^+$ -N 消耗、抑制了微生物活性、植物生长和根系分泌,本研究中的  $\text{NH}_4^+$ -N 储量和地上生物量数据也支持了这一推论(表 1)。而中、高剂量氮处理对土壤  $\text{CO}_2$  排放表现为明显的促进效应,类似于许多受氮限制的自然生态系统的研究结果<sup>[25]</sup>。土壤呼吸速率增加可能归因于以下四个方面:(1)地下根系尤其是细根生物量增加<sup>[10]</sup>;(2)凋落物量和分解速率提高<sup>[26]</sup>;(3)微生物量和活性增加<sup>[24]</sup>;(4)凋落物木质素 C/N 下降<sup>[25]</sup>。为了避免破坏性采样,本研究只测定了植物的地上生物量。在区域尺度上,青藏高原高寒草甸植被根茎比(R:S)变化范围在 1.4—12.7,平均为 6.8<sup>[27]</sup>。地上生物量的增加势必会增加地下生物量,我们的结果间接地说明了施氮也会导致地下根系生物量的增加,进而增加植物根系的自养呼吸。

另外,研究还发现,施加铵态氮肥( $\text{NH}_4\text{Cl}$ 和 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ )比硝态氮肥( $\text{KNO}_3$ )对土壤  $\text{CO}_2$  排放的促进作用更加显著(图 2),主要归因于植物和土壤微生物对土壤无机氮的合作利用关系。在氮素输入初期,土壤微生物固持了较多的  $\text{NH}_4^+$ ,植物主要利用  $\text{NO}_3^-$ <sup>[23]</sup>,两者通过利用不同形态的氮素分别增加土壤微生物群落和植物根系活性,进而增加土壤  $\text{CO}_2$  排放。许多研究均表明草地生态系统土壤呼吸以微生物异养呼吸为主,植物根系的自养呼吸只占总土壤呼吸的 14%—45%,平均值为 27%—35%<sup>[28-29]</sup>。本研究中,土壤  $\text{CO}_2$  通量与环境因子的多元回归分析结果也间接表明植物自养呼吸处于从属地位(表 2)。如果青藏高原高寒草甸土壤呼吸以微生物异养呼吸为主,那么铵态氮肥对土壤微生物的促进作用(异养呼吸)相应地高于硝态氮肥对植物根系的促进作用(自养呼吸)。

## 4 结论

本文研究了不同氮素形态和剂量输入对青藏高原高寒草甸土壤温度、含水量、有效氮、地上生物量和土壤  $\text{CO}_2$  排放的早期影响,探讨驱动土壤  $\text{CO}_2$  排放的主要因子。主要结论如下:

(1)增氮不改变土壤温度,但显著改变土壤含水量。低剂量氮输入明显促进地上生物量的增加,其促进效应较中、高剂量氮处理更为明显。

(2)增氮短期内即可改变土壤有效氮含量,其累积效应主要取决于植物、土壤微生物对不同形态氮素的竞争和合作利用关系。施氮初期植物对  $\text{NO}_3^-$ -N 的优先吸收以及牲畜移出等过程可能是土壤有效氮无显著累积的主要原因。

(3)短期内,低氮抑制而高氮促进高寒草甸土壤  $\text{CO}_2$  排放,并且铵态氮肥的促进效应较硝态氮肥更加显著,与土壤微生物优先固持  $\text{NH}_4^+$ -N 有关。

## References

- [1] Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z C, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton M A. Transformation of the



- Nitrogen Cycle Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 2008, 320: 889-892.
- [ 2 ] Galbraith JN, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R and Voronovsky C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70: 153-226.
- [ 3 ] Lanarque J, Kiehl J, Brasseur G, Butler T, Cameron-Smith P, Collins W, Collins W J, Gnanier C, Hauglustaine D, Hess P. Assessing future nitrogen deposition and carbon cycle feedback using a multimodel approach. *Analysis of nitrogen deposition. Journal of Geophysical Research*, 2005, 110: 1-21.
- [ 4 ] Lü C Q, Tian H Q. Spatial and temporal patterns of nitrogen deposition in China: Synthesis of observational data. *Journal of Geophysical Research*, 2007, 112: D22S05. doi: 10.1029/2006JD007990.
- [ 5 ] Luo Y Q, Wan S Q, Hui D F, Wallace L L. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature*, 2001, 413: 622-625.
- [ 6 ] Huxman T, Smith M, Fay P, Knapp A, Shaw M, Lusk M, Smith S, Tissue D, Zak J, Weltzin J. Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature*, 2004, 429: 651-654.
- [ 7 ] Gill R, Polley H, Johnson H, Anderson L, Maherali H, Jackson R. Nonlinear grassland responses to past and future atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature*, 2002, 417: 279-282.
- [ 8 ] Mo J M, Zhang W, Zhu W X, Gundersen P, Fang Y, Li D, Wang H. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China. *Global Change Biology*, 2008, 14: 403-412.
- [ 9 ] Eswaran H E, van Denberg E, Reich P. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57: 192-194.
- [ 10 ] Magill A H, Aber J D, Hendricks J J, Bowden R D, Melillo J M and Steudler P A. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications*, 1997, 7: 402-415.
- [ 11 ] Micks P, Aber J D, Boone R D, Davidson E A. Short-term soil respiration and nitrogen immobilization response to nitrogen applications in control and nitrogen-enriched temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196: 57-70.
- [ 12 ] Cheng S L, Fang H J, Ma Y. Effects of nitrogen input on sequestration and depletion of organic carbon of forest soils (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(5): 82-85.
- [ 13 ] Song C C, Zhang L H, Wang Y Y, Zhao Z. Annual dynamics of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O emissions from freshwater marshes and affected by nitrogen fertilization (In Chinese). *Environmental Science*, 2006, 27(12): 2369-2375.
- [ 14 ] Ni S, Wu M, Han Y, Xia J Y, Zhang Z, Yang H J, Wan S Q. Nitrogen effects on net ecosystem carbon exchange in a temperate steppe. *Global Change Biology*, 2010, 16: 144-155.
- [ 15 ] Zhang J X, Cao G M. The nitrogen cycle in an alpine meadow ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(4): 509-513.
- [ 16 ] Yang Y H, Fang J Y, Tang Y H, Ji C J, Zheng C Y, He J S, Zhu B A. Storage patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology*, 2008, 14: 1592-1599.
- [ 17 ] Zhou X M. Kobresia humilis meadow in China. Beijing: Science Press, 2001: 1-297.
- [ 18 ] Wang Y S, Wang Y H. Quick measurement of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a short plant ecosystem. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2003, 20: 842-844.
- [ 19 ] Liu S, Yu G R, Asanuma J, Sugita M, Zhang L M, Zhao F H, Hu Z M, Li S G. The thawing-freezing processes and soil moisture distribution of the steppe in central Mongolian plateau. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(1): 46-51.
- [ 20 ] Xia J, Ni S, Wan S. Response of ecosystem carbon exchange to warming and nitrogen addition during two hydrologically contrasting growing seasons in a temperate steppe. *Global Change Biology*, 2009, 15: 1544-1556.
- [ 21 ] Ma L N. Responses of Soil Organic Carbon, Nitrogen and Phosphorus to Simulated Warming and Nitrogen Application in Songnen Grassland. Master Thesis Library of Northeast Normal University, 2009: 1-29.
- [ 22 ] Xu X L, Ouyang H, Kuzakov O V, Richter A, Wanek W. Significance of organic nitrogen acquisition for dominant species in an alpine meadow on the Tibet Plateau, China. *Plant and Soil*, 2006, 285: 221-231.
- [ 23 ] Song M H, Xu X L, Hu Q W, Tian Y Q, Ouyang H, Zhou C P. Interactions of plant species-mediated plant competition for inorganic nitrogen with soil microorganisms in an alpine meadow. *Plant and Soil*, 2007, 297: 127-137.
- [ 24 ] Bowden R D, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P. Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196: 43-56.
- [ 25 ] Dalal R C, Allen D E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 2008, 56: 369-407.
- [ 26 ] Mo J M, Zhang W, Zhu W X, Fang Y T, Li D J, Zhao P. Response of soil respiration to simulated N deposition in a disturbed and a rehabilitated tropical forest in southern China. *Plant Soil*, 2007, 296: 125-135.
- [ 27 ] Yang Y H, Fang J Y, Ji C J, Han W X. Above- and below-ground biomass allocation in Tibetan grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 2009,

20: 177-184

- [28] Li L H, Han X G, Wang Q B, Cheng Q S, Zhang Y, Yang J, Yan Z D, Li X, Bai W M, Song S H. Correlations between plant biomass and soil respiration in a *Leymus chinensis* community in the Xilin river basin of Inner Mongolia. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2002, 44(5): 593-597.
- [29] Liu L X, Dong Y S, Qi Y C, Zhou L X. Study of distinguish root respiration from total soil respiration by root exclusion method in the temperate semiarid grassland in Inner Mongolia, China. *Environmental Science*, 2007, 28(4): 689-694

#### 参考文献:

- [12] 程淑兰, 方华军, 马艳. 氮输入对森林土壤有机碳截存与损耗过程的影响. *水土保持学报*, 2007, 21(5): 82-85
- [13] 宋长春, 张丽华, 王毅勇, 赵志春. 淡水沼泽湿地 CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放通量 年际变化及其对氮输入 的响应. *环境科学*, 2006, 27(12): 2369-2375.
- [15] 张金霞, 曹广民. 高寒草甸生态系统氮素循环. *生态学报*, 1999, 19(4): 509-513.
- [17] 周兴民. 中国嵩草草甸. 北京: 科学出版社, 2001: 1-297.
- [19] 刘帅, 于贵瑞, 浅沼顺, 杉田伦明, 张雷明, 赵风华, 胡中民, 李胜功. 蒙古高原中部草地土壤冻融过程及土壤含水量分布. *土壤学报*, 2009, 46(1): 46-51
- [21] 马琳娜. 松嫩草原土壤有机碳、氮素、磷素对模拟增温及施氮的响应. 东北师范大学硕士学位论文文库, 2009 1-29.
- [28] 李凌浩, 韩兴国, 王其兵, 陈全胜, 张焱, 杨晶, 闫志丹, 李鑫, 白文明, 宋世环. 锡林河流域一个羊草群落中土壤呼吸与生物量之间的相关性分析. *植物学报*, 2002, 44(5): 593-597.
- [29] 刘立新, 董云社, 齐玉春, 周凌晔. 应用根去除法对内蒙古温带半干旱草原根系呼吸与土壤总呼吸的区分研究. *环境科学*, 2007, 28(4): 689-694.