

青藏高原高寒草甸 N_2O 排放速率及其对 降水和气温的响应特征

曹莹芳^{1,2}, 郭小伟¹, 周 庚³, 曹广民¹, 杜岩功¹

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 威海市农业局, 山东 威海 264411)

摘要: 在中国科学院海北高寒草甸生态系统定位研究站, 利用静态密闭箱-气相色谱法, 连续两年(2013, 2014 年)进行了高寒草甸 N_2O 排放速率及其对降水和气温的响应特征研究。结果表明: 高寒草地 N_2O 年平均排放速率为 $32.4 \pm 3.1 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 生长季排放速率为 $41.1 \pm 4.3 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 明显高于休眠季的排放速率 $20.2 \pm 3.2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; 不同采样时期 N_2O 排放速率具有极显著差异; 气温与 N_2O 的排放速率之间存在显著正相关关系 ($R=0.52$), 随着日平均气温增加, 高寒草甸土壤 N_2O 排放速率逐渐提高; 降水量与 N_2O 排放通量之间存在较弱的负相关关系。在未来全球增温的气候情景下, 高寒草地土壤 N_2O 排放量将呈现上升的趋势。

关键词: N_2O 排放; 高寒草甸; 温度; 降水

中图分类号: S 812 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-5500(2017)04-0020-06

DOI: 10.13817/j.cnki.cyycp.2017.04.004

自工业革命之后, 人类活动引起的温室气体浓度不断增加, 直接加剧了温室效应^[1]。氧化亚氮(N_2O)是温室气体的重要组成部分之一, 同时 N_2O 还会与平流层的臭氧发生光化学反应, 导致臭氧层变薄、抵挡紫外线能力减弱, 直接威胁人类健康^[2]。此外, N_2O 寿命较长, 通常以百年计算, 单分子增温趋势是 CO_2 的 310 倍, 因此对全球变化具有潜在而深远的影响^[3]。

陆地土壤是 N_2O 主要排放源, 约占其排放总量的 65%~70%^[3], 高寒草甸是青藏高原主体类型之一, 因其面积巨大, N_2O 排放特征受到广泛关注^[4]。内蒙羊草草原 2012 年和 2013 年生长季 N_2O 排放速率分别为 5.8 和 3.8 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[5], 年际差异主要是由降水量不同所引起; 高寒草地土壤 N_2O 年平均排放速率为 4.2 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[5]; 也有研究表明, 高寒草甸生态系统 N_2O 排放速率达到 39.6 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[6], 这可能是由于不同测定年份间存在较大差异; 东北三江平原湿

地草甸腐殖质土和沼泽土 N_2O 排放速率分别为 78~216 和 131~583 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[8]; 研究表明新西兰放牧草地土壤排放速率为 110~133.4 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[9]。因此, 草地生态系统 N_2O 排放速率存在较大的空间异质性。

降水和气温是影响 N_2O 产生和排放的重要因素, 在一定的温度范围内, 随着温度的升高, N_2O 的排放量也随之升高, 这与增温提高了微生物的活性有关^[10]。在低于水分临界值的范围内, 土壤 N_2O 的排放量与土壤水分含量呈正相关^[11]。有研究表明, 当土壤孔隙含水量在 30%~70%, 土壤 N_2O 主要来自于硝化作用, 当土壤孔隙含水量超过 60% 时, 反硝化作用产生的 N_2O 是土壤 N_2O 排放的重要来源^[12]。旱地土壤 N_2O 的变化幅度小, 但在降水过后土壤 N_2O 通量上升的趋势与降水量变化趋势相同^[13]。

近年来对高寒草甸温室气体 N_2O 排放速率进行了较多的研究^[4,6-7], 但有关气温、降水量对高寒草甸土壤 N_2O 排放速率研究相对较少。通过连续两年野外观测 N_2O 通量在生长季和非生长季变化, 探讨其季节变化特征以及 N_2O 通量对气温和降水量的响应特征, 对准确评估高寒草甸 N_2O 排放量具有重要

收稿日期: 2016-11-29; 修回日期: 2017-04-24

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(31470530)资助

作者简介: 曹莹芳(1991-), 女, 陕西渭南市人, 在读硕士生。

E-mail: caoyingfang15@mails.ucas.ac.cn

曹广民与杜岩功为通讯作者。

意义^[15]。

1 材料和方法

1.1 试验区概况

研究区位于中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站海北站,该站位于祁连山冷龙岭东段南麓大通河谷,地理位置 N 37°29′~37°45′,E 101°12′~101°23′,海拔 3 280 m,该地区是典型的高原大陆性气候,夏季受东南季风气候影响,而冬季受西伯利亚寒流的影响,一年四季无明显区分,只有冷暖季之分,暖季短暂且凉爽湿润,冷季漫长且寒冷干燥,多年平均气温-1.7℃,最热季 7 月,平均气温为 9.8℃,最冷季 1 月平均气温-14.8℃。多年年均降水量 560 mm,主要集中在生长季(5~9 月),占全年降水量的 80%,生长季雨热同期,土壤为草毡寒冻雏形土,有机质含量高,其中腐殖质占总量的 87% 以上,土壤全量养分丰富,速效养分贫乏^[16]。

表 1 高寒草甸土壤基本理化性状特征

Table 1 The physical and chemical properties of the soil in Alpine meadow

土层深度/cm	土壤有机碳(SOC)/%	田间持水量/%	pH	容重/(g·cm ⁻³)
0~10	5.5	53.6	7.3±0.4	0.75±0.05
10~20	3.3		7.4±0.5	1.11±0.09
20~30	2.7	35.9		1.13±0.04
30~40	1.9			1.15±0.03

1.2 试验方法

在海北站观测场选择高寒草甸为研究对象,设置 3 处样地,采用静态箱法采集气样。取样时,在底座密闭水槽内加水,使顶箱与底座间形成气路密闭,切断采样箱内外空气的自由交换。气体采集使用带有三通阀的 100 mL 注射器抽气,采样时间点为 0、10、20、30 min(即每隔 10 min 取 1 次样),随后立即带回实验室分析。气体测定采用密闭箱-气相色谱法(HP4890D, Agilent),内装电子捕获检测器(ECD),样品分析测量误差为±5×10⁻⁹ L/L。2012~2014 年的日气象资料(日均温和降水量),是由海北站提供的气象监测数据。采样时间为 2013 年 1 月初~2014 年 12 月底,采样期可分为生长季(5~9 月)和非生长季(1~4 月和 10~12 月)。采样频率生长季每月 4 次,休眠季每月 2 次,每次取样时间为上午 9:00~11:00(课题组已有试验表明此阶段排放速率与日平均排放速率相一致^[15])。

1.3 N₂O 排放通量的计算方法

$$F_{N_2O} = \rho \times \frac{V}{A} \times \frac{P}{P_0} \times \frac{T_0}{T} \times \frac{dC_t}{dt}$$

式中: F 是 N₂O 排放通量($\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$), V 是箱体体积(cm^3), A 是箱体底面积(cm^2), C_t 是 t 时刻箱内 N₂O 的体积混合比浓度($10^{-9} \text{ L}/\text{L min}$), t 为时间(min), ρ 是标准状态下 N₂O 的密度(g/cm^3), T_0 和 P_0 分别为标准状况下的空气绝对温度(绝对温度 K)和气压(Pa), T 为采样时的气温, P 为采样时的气压。依据采样样品 N₂O 浓度随时间变化,所建立的回归方程决定系数($R^2 > 0.95$)时,数据被视为有效而被采用。

1.4 数据统计与分析

文中所用数据均为 3 次重复的平均值,采用 SPSS 19.0 软件中用 Repeated Measures(重复测量方差)分析不同测定年份、采样时间高寒草甸 N₂O 排放速率的差异,利用多元线性回归方法分析降水和气温对 N₂O 排放速率的影响。

2 结果与分析

2.1 2013 年和 2014 年高寒草甸土壤 N₂O 排放通量对比分析

高寒草甸 N₂O 排放速率表征草地土壤 N₂O 源强度,连续两年观测结果表明,高寒草甸土壤 N₂O 均呈现生长季排放速率明显高于休眠季的变化特征。在 2013 年 6 月中旬 N₂O 排放量峰值为 $124.5 \pm 8.3 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,2014 年 8 月初 N₂O 排放量达最大值,为 $98.0 \pm 1.2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,明显低于 2013 年排放峰值($P < 0.05$)(图 1),且 2014 年 N₂O 排放最高峰晚于 2013 年。2013 年和 2014 年平均排放速率分别为 32.3 ± 5.1 和 $32.5 \pm 3.8 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ (表 2),两年平均值为 $32.4 \pm 3.1 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,生长季排放速率为 $41.1 \pm 4.3 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,休眠季排放速率为 $20.2 \pm 3.2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。

2013 年和 2014 年生长季 N₂O 排放速率分别为 41.1 ± 13.7 和 $41.2 \pm 9.2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,非生长季 N₂O

表 2 生长季和非生长季 N₂O 排放速率

Table 2 Changes of soil N₂O emission rate in

年份	Alpine meadow $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$		
	排放速率		
	生长季	非生长季	年均排放速率
2013 年	41.1 ± 13.7	20.8 ± 7.1	32.3 ± 5.1
2014 年	41.2 ± 9.2	19.5 ± 4.7	32.5 ± 3.8

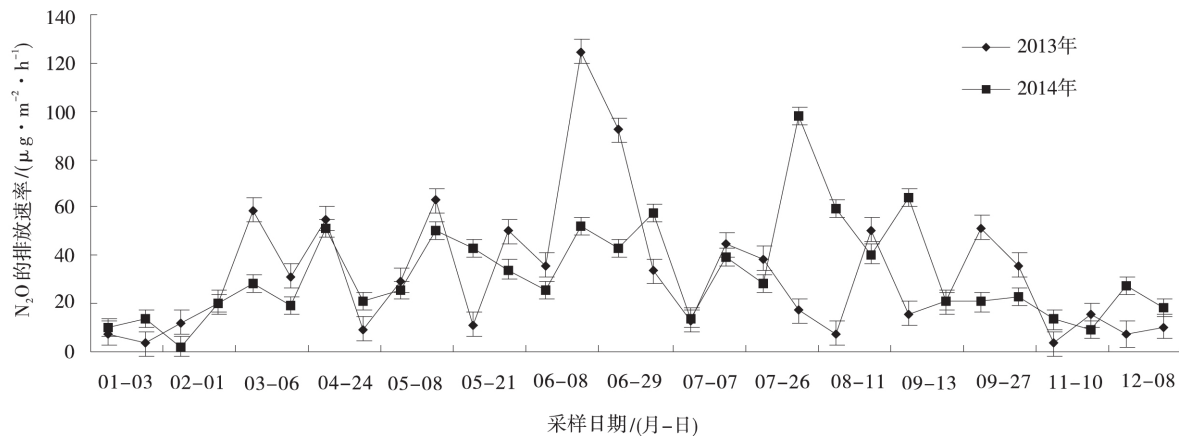


图1 高寒草甸生态系统土壤 N_2O 排放速率变化特征

Fig. 1 Changes of soil N_2O emission rate in Alpine meadow

排放速率分别为 20.8 ± 7.1 和 $19.5 \pm 4.7 \mu g/(m^2 \cdot h)$ 。高寒草甸生长季 N_2O 排放速率相对较高,可能是因为生长季期间,高寒草甸正值暖季,降水充沛,为微生物的活动创造了有利条件,促进 N_2O 排放;1~2 月和 11~12 月, N_2O 排放量在全年间较低,主要是由于非生长季低温环境条件抑制微生物活性,且土壤冻结导致草地生态系统产生的 N_2O 很难输送到大气,因此导致排放速率明显降低。2013 年 1 月中下旬和 11 月中上旬, N_2O 排放量为全年最低,分别为 3.4 ± 0.5 和 $3.3 \pm 0.5 \mu g/(m^2 \cdot h)$,2014 年 2 月初,其 N_2O 排放速率仅为 $2.2 \pm 4.7 \mu g/(m^2 \cdot h)$,为全年最低值。

方差分析表明,两年间高寒草甸土壤 N_2O 排放速率无显著差异,不同采样时期、及其与不同年份间交互作用对 N_2O 排放速率均具有极显著影响 ($P < 0.01$) (表 3)。

表 3 不同测定时间交互作用对 N_2O 排放速率的影响

Table 3 Effect of sampling days on soil N_2O emission in alpine meadow

项目	F 值	P 值
年份	0.124	0.758
时期	164.54	0.000**
年份×时期	115.49	0.001**

2.2 气温和降水对高寒草甸土壤 N_2O 排放速率的影响

气温的改变直接影响土壤温度,土温变化影响微生物的活性,改变高寒草甸土壤 N_2O 发生强度。降水通过改变土壤孔隙氧气的含量来影响产生 N_2O 的生物学过程。同时,降水与温度之间存在交互作用,降水降低了气温,气温影响水分的蒸散发,降水与蒸发共同

作用影响土壤含水量,进而影响到硝化和反硝化作用的进行。高寒草甸 N_2O 排放速率与气温间存在显著正相关关系 ($P < 0.05$),而与降水量之间存在较弱负相关关系(图 2)。相比于降水量,高寒草甸 N_2O 排放速率更受控于日平均气温。

3 讨论

不同地区陆地生态系统 N_2O 排放速率具有较大差异(表 4),研究发现高寒草地 N_2O 年平均排放速率为 $32.4 \pm 3.1 \mu g/(m^2 \cdot h)$,明显低于荷兰施肥草地、新西兰放牧草地和东北三江平原草甸沼泽土壤 N_2O 排放速率,但高于内蒙古羊草草地 N_2O 排放速率。高寒草甸生长季雨热同期,为微生物的活动创造了有利条件,同时生长季期间,放牧家畜的踩踏作用,使得土壤结构变得紧实,进而影响到 N 素的转化以及 N_2O 的释放。研究表明,经牛羊踩踏后压实的土壤 N_2O 排放通量是自然土壤 N_2O 排放通量的 8 倍^[17]。此外,动物排泄粪尿(尤其是羊的尿斑)的施肥效应,促使土壤 N_2O 的释放量激增^[18],因此生长季期间 N_2O 的排放速率明显高于非生长季。在内蒙古干旱草原, N_2O 的释放具有明显的季节变化,春夏秋冬明显高于冬季^[19]。这与此次研究结果一致,生长季 N_2O 排放速率 $41.1 \pm 4.3 \mu g/(m^2 \cdot h)$,明显高于休眠季排放速率 $20.2 \pm 3.2 \mu g/(m^2 \cdot h)$ ($P < 0.05$)。试验的两年间土壤 N_2O 平均排放速率接近,可能是由于两年间大气平均气温和降水量基本一致,均处于相对干旱年份。

气温的高低影响到土壤微生物的活性,进而影响硝化和反硝化作用强度,随着温度的升高,微生物活性

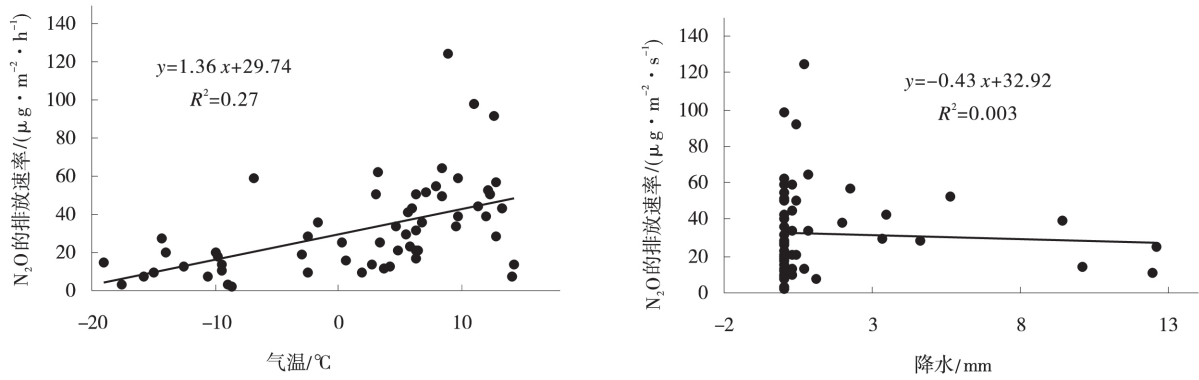


图 2 高寒草甸生态系统土壤 N₂O 排放速率与日平均气温、降水量之间的关系

Fig. 2 The relationship between soil N₂O emission rate and air temperature and precipitation in the alpine meadow

表 4 国内外不同地区草地土壤 N₂O 排放速率比较

Table 4 Comparison of soil N₂O emission between different regions

类型	土壤 N ₂ O 排放速率 /(μg·m ⁻² ·h ⁻¹)
荷兰施肥草地	179~358 ^[25]
新西兰放牧草场	110~133.3 ^[9]
美国东部草原	36.0 ^[26]
东北三江平原草甸沼泽	131~583 ^[8]
小叶章沼泽化草甸	5.0~106.0 ^[27]
内蒙羊草草地	14.9 ^[28]
西藏高原草地	10.91~112.1 ^[29]

逐渐增强；低温环境抑制了硝化和反硝化细菌的生物活性^[20]。由于青藏高原特殊的环境，温度是草地土壤微生物数量的重要限制因素，而降水对其影响作用不明显^[21]。土壤温度的升高加快了土壤有机质的分解，也激活了土壤微生物的呼吸作用，促进了土壤厌氧环境形成，同时有机质给硝化作用提供了充足的电子受体和细胞代谢能源物质^[20]，促进了反硝化作用的进行，激发了土壤 N₂O 的释放。已有研究表明 15~30℃ 有利于硝化作用的进行，温度小于 5℃ 或大于 40℃ 都会抑制硝化作用的进行；在 5~75℃ 均有利于反硝化作用的进行^[22]。随气温的变化 N₂O 排放发生的频率呈正态分布，N₂O 的排放主要集中在 15~25℃^[23]。

降水和蒸发是影响土壤含水量的重要因素^[24]，土壤含水量的变化影响土壤孔隙空气的变化，从而使土壤的氧化还原电位发生改变^[25]，土壤水分含量高时氧气含量少，则土壤处于还原状态，反硝化作用是 N₂O 排放的主要来源。旱地土壤灌溉或者降水之后，N₂O 的排放出现峰值，但是持续的降水导致 N₂O 释放量降低^[12]。在此次研究中降水量对高寒草甸 N₂O 排放速率影响较小，可能是因为大多数采集气体样品期间，

均无降水事件发生。而气温对 N₂O 排放速率具有显著的影响(图 2)，因此温度是影响高寒草甸土壤 N₂O 排放更为重要的因素。

4 结论

高寒草甸为 N₂O 排放源，生长季排放速率明显高于休眠季。2013 年和 2014 年草地土壤 N₂O 排放峰值分别出现于 6 月中旬和 8 月初。高寒草甸 N₂O 排放速率与气温间存在显著正相关($P<0.05$)，而与降水量之间存在较弱负相关关系。

参考文献：

[1] 葛世栋,徐田伟,李冰,等. 高寒草甸粪斑的温室气体排放[J]. 草业科学,2014(1):39-47.

[2] 汤宏,张杨珠,刘杰云,等. 水分管理对稻田氧化亚氮产生及排放的影响[J]. 湖南农业科学,2014(3):53-55.

[3] 方华军,程淑兰,于贵瑞,等. 森林土壤氧化亚氮排放对大气氮沉降增加的响应研究进展[J]. 土壤学报,2015(2):262-271.

[4] 魏达,旭日,王迎红,等. 青藏高原原木错高寒草原温室气体通量及与环境因子关系研究[J]. 草地学报,2011(3):412-419.

[5] 路则栋,杜睿,杜鹏瑞,等. 农垦对草甸草原生态系统温室气体(CH₄ 和 N₂O)的影响[J]. 中国环境科学,2015(4):1047-1055.

[6] Hu Y G,Chang X F,Lin X W,*et al.* Effects of warming and grazing on N₂O fluxes in an alpine meadow ecosystem on the Tibetan plateau[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2010,42(6):944-952.

[7] Du Y,Cui Y,Xu X,*et al.* Nitrous oxide emissions from two alpine meadows in the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Plant and Soil,2008(1):245-254.

[8] 孙志高,刘景双,杨继松,等. 三江平原典型小叶章湿地土

- 壤硝化-反硝化作用与氧化亚氮排放[J]. 应用生态学报, 2007, 18(1): 185—192.
- [9] Saggar S, Andrew R M, Tate K R, *et al.* Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2004(68): 243—255.
- [10] 杜岩功, 周耕, 郭小伟, 等. 青藏高原高寒草甸土壤 N_2O 排放通量对温度和湿度的响应[J]. 草原与草坪, 2016(1): 55—59.
- [11] 李平, 郎漫. 硝化和反硝化过程对林地和草地土壤 N_2O 排放的贡献[J]. 中国农业科学, 2013(22): 4726—4732.
- [12] 梁东丽, 同延安, Emteryd Ove, 等. 灌溉和降水对旱地土壤 N_2O 气态损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2002(3): 298—302.
- [13] 王改玲, 郝明德, 陈德立. 硝化抑制剂和通气调节对土壤 N_2O 排放的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2006(1): 32—36.
- [14] 杜岩功, 曹广民, 邓永翠, 等. 金露梅灌丛草甸氧化亚氮排放特征及冻融交替的影响研究[J]. 山地学报, 2009(6): 688—697.
- [15] 张金霞, 曹广民, 周党卫, 等. 草毡寒冻锥形土 CO_2 释放特征[J]. 生态学报, 2001(4): 544—549.
- [16] Bhandral R, Saggar S, Bolan N, *et al.* Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 94(2): 482—492.
- [17] 陈先江, 王彦荣, 侯扶江. 草地生态系统温室气体排放机理及影响因素[J]. 草业科学, 2011(5): 722—728.
- [18] Liu X R, Dong Y S, Qi Y, *et al.* N_2O fluxes from the native and grazed semi-arid steppes and their driving factors in Inner Mongolia, China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2010, 86(2): 231—240.
- [19] 赵苗苗, 张文忠, 裴瑶, 等. 农田温室气体 N_2O 排放研究进展[J]. 作物杂志, 2013(4): 25—31.
- [20] 李英年, 王勤学, 杜明远, 等. 草毡寒冻锥形土有机质补给、分解及大气 CO_2 通量交换[J]. 草地学报, 2006(2): 165—169.
- [21] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992: 303.
- [22] 刘柳松, 施建成. 旱地农田生态系统排放对气温升高的响应[J]. 安徽农业科学, 2012(28): 13950—13954.
- [23] 黄耀, 蒋静艳, 宗良纲, 等. 种植密度和降水对冬小麦田 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学, 2001(6): 20—23.
- [24] 康新立, 华银锋, 田光明, 等. 土壤水分管理对甲烷和氧化亚氮排放的影响[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2013(2): 43—46.
- [25] Velthof G, Oenema O. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands [J]. Netherlands Journal of Agricultural Science, 1997, 45(3): 347—360.
- [26] Williams E, Fehsenfeld F. Measurement of soil-nitrogen oxide emission at 3 north American ecosystems[J]. Journal of Geophysical Research, 1991, 96(1): 1033—1042.
- [27] 孙志高, 刘景双, 王金达, 等. 三江平原小叶章湿地开垦前后 N_2O 通量特征与影响因素分析[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2007, 38(3): 443—449.
- [28] 杜睿, 王庚辰, 刘广仁, 等. 内蒙古羊草草原温室气体交换通量的日变化特征研究[J]. 草地学报, 1998, 6(4): 258—264.
- [29] 林而达, 李玉娥. 全球气候变化和温室气体清单编制[M]. 北京: 气象出版社, 1998: 147—149.

Responses of precipitation and air temperature to soil N_2O emission in an alpine meadow on the Qinghai Tibetan Plateau

CAO Ying-fang^{1,2}, GUO Xiao-wei¹, ZHOU Geng³,
CAO Guang-min¹, DU Yan-gong¹

(1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Agricultural Bureau of Weihai City, Weihai 264411, China)

Abstract: The N_2O emission fluxes from grassland ecosystem and the relationship between N_2O emission

fluxes and precipitation and air temperature were studied, using static chamber technique and gas chromatography, in Haibei Station of Chinese Academy of Sciences during consecutive 2 years: 2013 and 2014. The results revealed that the annual mean fluxes of N_2O emission rate were around $32.4 \pm 3.1 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. The emission rate $41.1 \pm 4.3 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ during the growing seasons was significantly higher than that $20.2 \pm 3.2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ during the non-growing season. The significant differences of N_2O emission fluxes were found between different sampling days. The N_2O emission fluxes in an alpine meadow increased with daily air temperature increasing. The relationship between fluxes of N_2O emission and precipitation was negative. The N_2O emission fluxes will increase with global warming in the alpine meadow in future.

Key words: N_2O emission; alpine meadow; temperature; precipitation

+++++
(上接 19 页)

Effects of planting density on biomass and photosynthetic characters of alfalfa leaves at different positions

LIU Wen-lan¹, SHI Shang-li¹, TIAN Fu-ping²

(1. College of Pratacultural Science, Gansu Agricultural University/Key Laboratory of Grassland Ecosystem, Ministry of Education/Pratacultural Engineering Laboratory of Gansu Province/Sino-U. S. Centers for Grazingland Ecosystem Sustainability, Lanzhou 730070, China; 2. Lanzhou Institute of Husbandry and Pharmaceutical Sciences of Chinese Academy of Agricultural Sciences/The Lanzhou Scientific Observation and Experiment Field Station of Ministry of Agriculture for Ecological system in the Loess Plateau Area, Lanzhou 730050, China)

Abstract: Effects of planting densities ($2\ 100 \times 10^4$, $2\ 630 \times 10^4$, $3\ 150 \times 10^4$, $3\ 680 \times 10^4$ and $4\ 200 \times 10^4$ plants/ha) on biomass and photosynthetic characters of alfalfa leaves at budding stage were studied with alfalfa (No 3 Gannong) as an indicator crop. The results revealed that biomass of alfalfa increased with planting density increasing and reached the maximum at the plant density of $3\ 680 \times 10^4$ plants/ha. The Net photosynthetic rate, transpiration rate, stomatal conductance and chlorophyll content decreased with planting density increasing, but water use efficiency increased. The effects of the planting density on transpiration rate, the water use efficiency and chlorophyll content in low position leaf was higher than that in upper and middle position leaf, and in order of upper leaves > middle leaves > low leaves. Inter-cellular CO_2 concentration and water use efficiency was in order of low leaves > middle leaves > upper leaves.

Key words: alfalfa; planting density; biomass; photosynthetic characteristics