

种植夏季豆科作物对旱地氧化亚氮排放贡献的研究

熊正琴¹, 邢光熹¹, 鹤田治雄², 施书莲¹, 沈光裕¹, 杜丽娟¹, 钱薇¹

(¹ 中国科学院南京土壤研究所物质循环开放实验室, 南京 210008; ² 日本国立农业环境研究所, 日本)

摘要: 就大田条件下种植夏季豆科作物对农田土壤氧化亚氮(N_2O)排放影响的研究表明, 以 N_2O-N 的平均排放通量表示, 花生处理为 $25.9 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, 显著高于大豆处理的 $21.2 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, 以非豆科作物旱稻处理最低, 只有 $18.4 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$; 以 N_2O-N 的季节排放量表示, 大豆处理显著高于花生, 二者又都极显著高于旱稻, 分别为 0.77 、 0.70 和 0.55 kg/ha 。结果还表明, 以 N_2O 的排放量占施用氮肥的百分比表示, 大豆、花生和旱稻分别为 0.65% 、 0.33% 和 0.13% 。豆科作物 N_2O 的排放量显著高于非豆科作物, 豆科作物是农田 N_2O 排放的重要来源之一。

关键词: N_2O 排放; 旱地; 豆科作物

The Effects of Summer Legume Crop Cultivation on Nitrous Oxide Emissions from Upland Farmland

XIONG Zheng-qin¹, XING Guang-xi¹, H Tsuruta², SHI Shu-lian¹,
SHEN Guang-yu¹, DU Li-juan¹, QIAN Wei¹

(¹ Laboratory of Material Cycling in Pedosphere, Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing 210008;

² National Institute for Agro-Environmental Sciences, Tsukuba 305, Japan)

Abstract: A field study was conducted to investigate the effects of leguminous crop cultivation on nitrous oxide (N_2O) emissions from upland agricultural soils. Results demonstrated that N_2O emission sequence was that peanut crop > soybean > upland rice if in terms of average emission N_2O-N flux, being 25.9 , 21.2 and $18.4 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, respectively. While in terms of seasonal emission, the sequence was that soybean > peanut crop > upland rice, being 0.77 , 0.70 and 0.55 kg/ha , respectively. Results also demonstrated that legume crop treatment emitted much more N_2O than non-legume of upland rice treatment and that N fertilized treatments emitted more than unfertilized treatments, average flux being 25.8 and $17.9 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, respectively. Legume crop cultivation and N fertilizer, therefore, were one of the important sources of N_2O emissions from agricultural fields.

Key words: N_2O emission; Upland farmland; Legume crops

近年来,随着对全球环境和经济可持续发展的关注,豆科作物由于自身能利用空气中氮气而重新受到应有的重视。种植豆科作物可增加土壤有机质含量,缓解土地质量退化,减少化学氮肥施用量,是实现农业与环境可持续发展的重要选择^[1,2]。我国广泛种植夏季豆科作物大豆和花生,据1999年统

计,大豆播种面积为 $8.2 \times 10^6 \text{ ha}$,仅次于美国;花生播种面积为 $4.3 \times 10^6 \text{ ha}$,仅次于印度^[3]。

然而,豆科作物固定的氮是 N_2O 排放来源之一^[4]。 N_2O 在大气中寿命长达 166 a ,单分子增温潜能为 CO_2 的 250 倍,是一种十分重要的温室气体^[5]。同时, N_2O 参与平流层中破坏臭氧层的化学

收稿日期:2002-01-07

基金项目:国家自然科学基金重大项目(39790100)

作者简介:熊正琴(1973-),女,重庆人,在读博士研究生,主要从事氮素循环对大气和水环境影响的研究。Tel: 025-3360874; Fax: 025-3353590; E-mail: xinggx@issas.ac.cn, zqxiong@yahoo.com

反应,使到达地表的紫外辐射增加,威胁人类和动植物健康^[6]。农业生产占整个人为活动 N_2O 排放量的 90%^[7]。由于缺乏必要的观测数据,在 N_2O 排放量的全球估算中,豆科作物固定氮的 N_2O 排放量尚有很大的不确定性^[4,8]。以往的研究很少考虑到不同作物种类对 N_2O 排放的影响^[9~11],然而,不同种类豆科作物的固氮量、固氮能力不同^[1,12],作物的生物量及需肥量等习性也不同,从而直接或间接影响土壤硝化和反硝化作用,进而影响 N_2O 排放。

本文以种植非豆科作物旱稻土壤作为对照,研究了在当地管理水平下种植夏季豆科作物大豆和花生土壤的 N_2O 的排放情况,包括施用氮肥和不施氮肥 2 种条件,为种植豆科作物条件下农田 N_2O 排放量的估算提供试验数据。

1 材料与方 法

1.1 田间试验设置

田间试验在中国科学院红壤生态试验站(江西鹰潭)进行,试验地土壤含有机碳 7.2 g/kg,全氮 0.69 g/kg,pH 值(水提取法)4.83。

试验于 1999 年夏作季节进行,包括大豆、花生和旱稻 3 种作物及施氮肥与不施氮肥 2 种肥料水平,共设 6 个处理,各处理重复 3 次,随机区组设计。不施氮肥各处理指只是不施氮肥,其它相同。施肥量采用当地平均施肥水平,KCl 150 kg/ha,钙、镁、磷肥 1 200 kg/ha 作为基肥于各作物播种时施入各处理中。旱稻(北早 10 号)和花生均施尿素 225 kg/ha,其中 2/3 作为基肥,分别于 4 月 19 日和 4 月 30 日播种时施入;另 1/3 作为追肥于 5 月 27 日施用。大豆施尿素 75 kg/ha,全部用作基肥于 5 月 10 日施入。旱稻、花生均于 8 月 24 日收获,大豆则于 10 月 11 日收获。

1.2 N_2O 采集和测定

N_2O 气体样品采用密闭箱法采集,密闭箱为 50 cm × 50 cm × 50 cm 透明有机玻璃箱,作物高度超过 50 cm 之后,则换用 50 cm × 50 cm × 100 cm 透明有机玻璃箱。每隔 7 d 观测 1 次,施肥 3 d 后每天观测 1 次,共 3 次,冬季气温低,每 2 周观测 1 次。采样时,每隔 10 min 观测 1 次气样,在 0、10、20 和 30 min 时采集,共 4 次,同时测定箱温、土温、气温和土壤含水量。 N_2O 样品用带十通阀控制的反吹装置和⁶³Ni 电子捕获器的气相色谱(HP 5890 II)测定,测定条件为:进样口温度 100 °C,炉温 85 °C,检测器

温度 320 °C。前置柱和分析柱分别为 1 m × 0.3 cm 和 3 m × 0.3 cm 的不锈钢 Porapak Q 柱。载气为 95%氩气+5%甲烷,流速为 30 ml/min。

1.3 数据分析

N_2O 排放通量根据黄国宏等提供的公式进行计算^[13],用测定时室温进行校正。 N_2O 通量结果用每次观测 3 个重复的平均值及标准偏差表示, N_2O 累积排放量以每次观测时 N_2O 排放通量平均值与相邻 2 次观测间隔时间相乘后再相加而得,季节排放量从当季作物整地播种开始至收获时为止的累积排放量。季节平均值是将各个重复的每次观测值按间隔时间加权平均后再平均,处理间比较以 3 个重复的平均值进行方差分析及多重比较,作物种类与化肥的效应则按照 2 因子试验进行双因素方差分析及多重比较,相关性的分析用全部观测值进行直线回归相关分析。

2 结果与分析

2.1 N_2O 排放通量的时间变化

从图 1~3 可见,不同作物处理间 N_2O 排放的时间变化差异大。旱稻处理只在追肥后出现排放峰值,其它大部分时间则变化在 5.0~29 $\mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 之间。花生处理在基肥、追肥后均出现排放峰值,表明夏季温度高,土壤矿质态氮已能满足豆科作物早期生长对氮的需要,随后其本身固氮已能满足豆科作物生长发育的需要,从而使基肥与追肥均导致土壤中过量氮的存在。大豆处理于基肥后也出现排放峰值,同样表明土壤矿质态氮已能满足豆科作物早期生长对氮的需要。而且大豆处理虽未追肥,其整个生长期间 N_2O 排放量均维持在较高水平,这可以表明其生物固氮活性较高,随后的 N_2O 排放也就较高。在 3 种作物处理中,施肥处理 N_2O 排放通量均明显高于未施肥处理,并在施肥后就出现排放峰值。

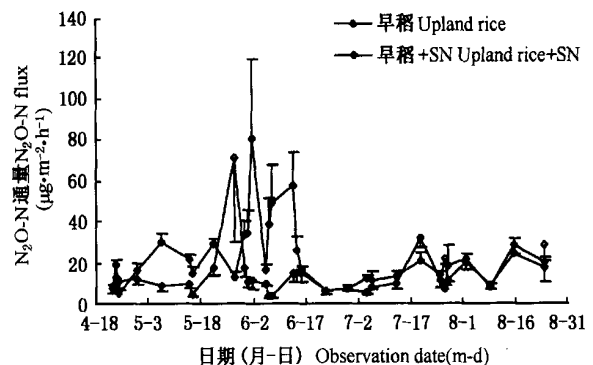
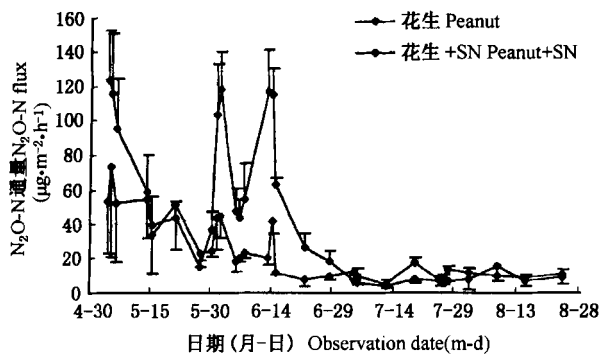
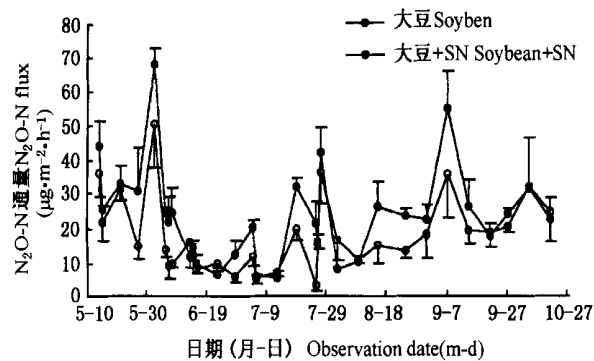


图 1 旱稻生长季节 N_2O 的排放通量

Fig. 1 N_2O flux during upland rice growing season

图2 花生生长季节 N₂O 的排放通量Fig. 2 N₂O flux during peanut growing season图3 大豆生长季节 N₂O 的排放通量Fig. 3 N₂O flux during soybean growing season

2.2 N₂O 季节排放量

在未施氮处理中,早稻、花生及大豆各处理的 N₂O-N 季节累积排放量分别为 0.49、0.53 和 0.66 kg/ha,大豆处理明显高于花生和早稻处理,但三者的季节平均排放通量间并无明显差异,分别为 16.1、19.4 和 18.0 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$;施氮后,各处理 N₂O-N 季节累积排放量分别增至 0.62、0.88 和 0.88 kg/ha;施肥处理 N₂O 排放通量均明显高于未施肥处理,分别增加 N₂O 排放 27%、65% 和 34%。非豆科作物早稻处理其 N₂O 排放量占化肥氮的比例只有 0.13%,豆科作物花生、大豆处理则分别增为 0.33% 和 0.65%。表明种植豆科作物后,土壤 N₂O 的排放量明显增高(表 1)。

豆科作物与氮肥双因素分析结果表明,如以季节平均排放通量表示,花生处理平均排放通量达 25.9 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,极显著高于大豆处理的 21.2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,大豆处理又极显著高于早稻处理的 18.4 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$;若以季节累积排放量表示,大豆处理显著高于花生处理,但二者都极显著高于早稻处理。无论是季节平均排放通量,还是季节累积排放量,施氮肥处理均极显著高于未施氮处理。施氮处理平均

表 1 旱地土壤 N₂O 季节排放量及其多重比较结果¹⁾Table 1 Seasonal emissions of N₂O from upland farmland and multiple comparison results

作物 Crop	施氮量 N rate (kg/ha)	生长期 Growth days (d)	平均通量 N ₂ O-N flux ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)	季节排放量 ²⁾ Seasonal N ₂ O-N emission (kg/ha)	施氮后增加率 ³⁾ Increase by N fertilizer (%)	占施氮量的比例 ⁴⁾ Percentage in applied N (%)
早稻 Upland rice	0	125	16.1 C d	0.49 C c		
早稻 Upland rice	103.5	125	20.7 BC cd	0.62 B b	27	0.13
花生 Peanut	0	113	19.4 C cd	0.53 BC c		
花生 Peanut	103.5	113	32.5 A a	0.88 A a	65	0.33
大豆 Soybean	0	151	18.0 C d	0.66 B b		
大豆 Soybean	34.5	151	24.3 B b	0.88 A a	34	0.65

¹⁾ 同一列中标有相同大、小写字母表示进行 Duncan's 测验,在 $\alpha=0.01$ 和 0.05 水平上差异不显著; ²⁾ 季节排放量指各作物生长季节内累积排放量; ³⁾ 施氮后增加率 = (施氮处理 N₂O 排放量 - 同种作物未施氮处理 N₂O 排放量) / 该作物未施氮处理 N₂O 排放量 $\times 100\%$; ⁴⁾ 占施氮量的比例 = (施氮处理 N₂O 排放量 - 同种作物未施氮处理 N₂O 排放量) / 施氮量 $\times 100\%$

¹⁾ Values followed by the same capitals / lower case letters did not differ significantly at $\alpha=0.01/0.05$ level according to Duncan's new multiple range tests; ²⁾ Seasonal emission indicates accumulated emission during the crop growing season; ³⁾ increase by N fertilizer = (emission rate of N fertilization plot - emission rate of unfertilization plot of the same crop) / emission rate of unfertilization plot of the same crop $\times 100\%$; ⁴⁾ N-induced emission = (emission rate of N fertilization plot - emission rate of unfertilization plot of the same crop) / added N rate $\times 100\%$

排放通量为 25.8 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,未施氮处理只有 17.9 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。但豆科作物与化学氮肥间无明显交互效应(表 2,表 3)。

2.3 土壤温度和湿度对 N₂O 排放的影响

早稻处理 N₂O 排放集中在追肥之后,其它时间排放量均很低,加上早稻播种初期为促进发芽土壤

湿度很高,之后则迅速降低,因而整个生长期土壤温度和湿度对土壤 N₂O 排放没有明显的影响。各豆科作物处理 N₂O 排放均与土壤温度的变化呈显著负相关,温度越高, N₂O 排放越低,这也许与豆科作物固氮活性变化有关。各豆科作物处理 N₂O 排放与土壤湿度则均呈极显著正相关,湿度越大,

表 2 氮肥和作物种类对 N₂O 排放通量影响的双因素分析结果¹⁾Table 2 Effects of N fertilizer and crop species on seasonal average N₂O flux from upland farmland

处理 Treat ment	早稻 Upland rice	花生 Peanut	大豆 Soybean	平均 Average
未施氮 Without N	16.1 a	19.4 a	18.0 a	17.9 B b
施氮 With N	20.7 a	32.5 a	24.3 a	25.8 A a
平均 Average	18.4 C c	25.9 A a	21.2 B b	

¹⁾ 双因素分析在平均一栏为一因素在另一因素所有水平下的平均, 其后的大、小写字母表示双因素在各水平下的平均值显著性比较结果。表内其它值及其后大、小写字母则为各处理平均值及其交互效应比较结果

Values followed by the same capitals/lower case letters did not differ significantly at $\alpha = 0.01/0.05$ level according to Duncan's new multiple range tests. The average value was averaged across all of the level and the other values in the table were means indicating the interaction between two factors

表 3 氮肥和作物种类对 N₂O 季节排放量影响的双因素分析结果¹⁾Table 3 Effects of N fertilizer and crop species on seasonal cumulative N₂O emissions from upland farmland

处理 Treat ment	早稻 Upland rice	花生 Peanut	大豆 Soybean	平均 Average
未施氮 Without N	0.49 a	0.53 a	0.66 a	0.56 B b
施氮 With N	0.62 a	0.88 a	0.88 a	0.79 A a
平均 Average	0.55 B c	0.70 A b	0.77 A a	

¹⁾ 双因素分析在平均一栏为一因素在另一因素所有水平下的平均, 其后的大、小写字母表示双因素在各水平下的平均值显著性比较结果。表内其它值及其后大、小写字母则为各处理平均值及其交互效应比较结果

Values followed by the same capitals/lower case letters did not differ significantly at $\alpha = 0.01/0.05$ level according to Duncan's new multiple range tests. The average value was averaged across all of the level and the other values in the table were means indicating the interaction between two factors

表 4 N₂O 与土壤温度和湿度的相关系数¹⁾Table 4 Correlation coefficients between N₂O flux and soil temperature (T) or soil moisture

相关项目 Item	早稻 Upland rice	施氮早稻 ²⁾ Upland rice + SN	花生 Peanut	施氮花生 Peanut + SN	大豆 Soybean	施氮大豆 Soybean + SN
通量与土温 Flux-T	0.013	-0.114	-0.826**	-0.634**	-0.298**	-0.214*
通量与土壤湿度 Flux-moisture	-0.006	-0.119	0.481**	0.638**	0.360**	0.328**
	n = 96	n = 96	n = 87	n = 87	n = 93	n = 93

¹⁾ * 和 ** 分别表示在 $\alpha = 0.05$ 和 $\alpha = 0.01$ 水平上的显著相关性; ²⁾ SN 表示化学氮肥

* and ** indicate correlated significantly at $\alpha = 0.05$ and $\alpha = 0.01$ respectively; ²⁾ SN indicates synthesized N fertilizer

References

[1] Peoples M B, Herridge D F, Ladha J K. Biological nitrogen fixation: An efficient source of nitrogen for sustainable agricultural

N₂O 排放越多(表 4)。这与旱地土壤中水分状况是制约 N₂O 排放的因子一致,表明在旱地土壤含水量低的条件下,土壤含水量越高,越有利于土壤反硝化作用进行,N₂O 排放量越高。

3 讨论

本研究表明,种植豆科作物的土壤 N₂O 排放量高于种植非豆科作物的土壤,其 N₂O 排放量占施入化肥氮的比例也明显高于种植非豆科作物的土壤,种植豆科作物是农田 N₂O 排放的重要来源之一。这与前人研究结果一致,认为种植豆科作物能直接(内生或外生根瘤菌参与下的硝化、反硝化)或间接(增加 N 量)促进 N₂O 的排放^[14~17]。IPCC 方法将豆科作物生物固氮的 N₂O 排放因子缺省值定为 1.25%^[4,18],与化学氮肥的排放因子相同。本文得到的排放因子均低于 IPCC 提供的排放因子。这主要是由于试验地区土壤的 pH 值较低(pH = 4.83),低 pH 条件不利于反硝化作用进行^[19],同样也不利于根瘤菌固氮^[12],而且化学氮肥的施用也在一定程度上抑制其固氮活性,从而降低了 N₂O 排放。

本研究还表明,种植不同豆科作物后土壤 N₂O 排放量不同(表 2,表 3);花生处理排放通量高于大豆处理,因而不宜用相同的排放因子对豆科作物 N₂O 排放量进行比较准确的估算。虽然在未施氮肥时,大豆与花生无明显差异(表 1),但种植这些作物时,普遍施用少量氮肥。因此,关于豆科作物的生物固氮量、豆科作物氮肥的施用水平以及豆科作物种植对下茬作物季节土壤 N₂O 排放的影响尚需深入研究,以达到既不增加温室气体 N₂O 的排放,同时也不减少作物产量的双重目标。

production? *Plant and Soil*, 1995, 174: 3 - 28.

[2] Aulakh M S, Doran J W, Waiters D T, Mosier A R, Francis D. Legume residue and soil water effects on denitrification in

- soils of different textures. *Soil Biol. Biochem.* 1991, 23: 1161 - 1167.
- [3] The Ministry of Agriculture of People's Republic of China. *Yearbook of Chinese Agriculture*. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 573 - 613. (in Chinese)
中华人民共和国农业部主办. 中国农业年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2000: 573 - 613.
- [4] Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, Van Cleemput O. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle: OECD/ IPCC/ IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 1998, 52: 225 - 248.
- [5] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change/ Organization for Economic Cooperation and Development). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Paris: OECD/ OCDE, 1996.
- [6] Crutzen P J. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen including nitrous oxide. *Delwiche C C. Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide*. New York: Wiley, 1991: 17 - 44.
- [7] Duxbury J M. The significance of agricultural sources of greenhouse gases. *Fert. Res.* 1994, 38: 151 - 163.
- [8] Eichner M J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 1990, 19: 272 - 280.
- [9] Mackenzie A F, Fan M X, Cadrin F. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* 1998, 27: 698 - 703.
- [10] Mackenzie A F, Fan M X, Cadrin F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. *Can. J. Soil Sci.* 1997, 77: 145 - 152.
- [11] Jacinthe P A, Dick W A. Soil management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. *Soil and Tillage Research*, 1997, 41: 221 - 235.
- [12] Zhu Z L, Wen Q X. *Nitrogen in Soils of China*. Jiangsu: Jiangsu Science and Technology Press, 1992: 123 - 144. (in Chinese)
朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 江苏: 江苏科学技术出版社, 1992: 123 - 144.
- [13] Huang G H, Chen G X, Wu J, Huang B, Yu K W. N₂O and CH₄ fluxes from typical upland fields in northeast China. *Chinese J. Applied Ecology*, 1995, 6(4): 383 - 386. (in Chinese)
黄国宏, 陈冠雄, 吴杰, 黄斌, 于克伟. 东北典型旱作农田 N₂O 和 CH₄ 排放通量研究. 应用生态学报, 1995, 6(4): 383 - 386.
- [14] Galbally I E, Fraser P J, Meyer C P, Griffith D W T. Biosphere-atmosphere exchange of trace gases over Australia. In: Gifford R M, Barson M M. *Australia's Renewable Resources Sustainability and Global Change*. Bureau of Rural Resources Proceedings No. 14. Canberra: AGPS, 1992: 117 - 149.
- [15] Bouwman A F, Sombroek W G. Inputs to climatic change by soils and agriculture related activities: Present status and possible future trends. In: Scharpenseel H W, Schomaker M, Ayoub A. *Soils on a Warmer Earth*. Amsterdam: Elsevier, 1990, 20: 15 - 30.
- [16] O'Hara G W, Daniel R M. Rhizobial denitrification: a review. *Soil Biol. Biochem.* 1985, 17: 1 - 9.
- [17] Carran R A, Theobald P W, Evans J P. Emission of nitrous oxide from some grazed pasture soils in New Zealand. *Aust. J. Soil Res.* 1995, 33: 341 - 352.
- [18] IPCC. *The 1996 Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Paris: OECD/ OCDE, 1997.
- [19] Weier K L, Gilliam J W. Effect of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from Atlantic coastal-plain soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1986, 50: 1202 - 1205.