

席瑞泽, 付庆灵, 杨永强, 等. 氮肥品种和含水量对水稻土  $N_2O$  排放速率及排放过程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(12):2553-2560.

XI Rui-ze, FU Qing-ling, YANG Yong-qiang, et al. Effects of nitrogen fertilization and water content on the process and rate of  $N_2O$  emission in paddy soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(12): 2553-2560.

## 氮肥品种和含水量对水稻土 $N_2O$ 排放速率及排放过程的影响

席瑞泽<sup>1</sup>, 付庆灵<sup>1\*</sup>, 杨永强<sup>1</sup>, 尤锦伟<sup>1</sup>, 朱俊<sup>1</sup>, 胡红青<sup>1</sup>, 叶磊<sup>2</sup>

(1.华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070; 2.荆门市漳河管理局团林灌溉试验站, 湖北 荆门 448800)

**摘要:**稻田是全球重要的  $N_2O$  排放源, 氮肥有效性和水分状况是影响稻田  $N_2O$  排放的关键因素。为探明水稻土在施用尿素和硫酸铵时, 水分变化对短时间内  $N_2O$  总排放速率及不同硝化过程(自养硝化、异养硝化、非生物作用)贡献的影响, 通过室内培养实验, 采用乙炔抑制法, 测定了不同时间段  $N_2O$  释放量, 并计算释放速率。结果表明:施用氮肥可以显著提高自养硝化、异养硝化及总过程的  $N_2O$  排放速率, 并且施尿素处理  $N_2O$  排放速率大于施硫酸铵。随着土壤水分含量由 48% 增加至 160%, 总  $N_2O$  排放速率以及自养硝化、异养硝化  $N_2O$  排放速率显著增加。供试水稻土  $N_2O$  的产生主要是由生物过程主导的, 其中硝化作用(包括自养硝化、异养硝化)最高贡献达 51.1%, 非生物作用贡献所占比重很小。这些结果可为科学施肥, 降低农田土壤  $N_2O$  排放提供科学依据。

**关键词:**  $N_2O$ ; 水稻土; 自养硝化; 异养硝化; 非生物作用

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2017)12-2553-08 doi:10.11654/jaes.2017-0768

### Effects of nitrogen fertilization and water content on the process and rate of $N_2O$ emission in paddy soils

XI Rui-ze<sup>1</sup>, FU Qing-ling<sup>1\*</sup>, YANG Yong-qiang<sup>1</sup>, YOU Jin-wei<sup>1</sup>, ZHU Jun<sup>1</sup>, HU Hong-qing<sup>1</sup>, YE Lei<sup>2</sup>

(1. College of Resource and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Tuanlin Irrigation Experimental Station, Zhanghe Water Engineering Authority, Jingmen 448800, China)

**Abstract:** Paddy soil is an important source of  $N_2O$  emission, and nitrogen availability and soil moisture are the key factors affecting the emission of  $N_2O$ . The influence of nitrogen form (urea and ammonium sulfate) and water content on the attribution of autotrophic, heterotrophic, and abiotic nitrification to  $N_2O$  emission from the paddy soil was investigated under simulated conditions by using the acetylene inhibition method to measure the  $N_2O$  emission rate at different stages. The results showed that the nitrogen fertilizer significantly increased the rate of  $N_2O$  emission by autotrophic and heterotrophic nitrification processes and the total process. The  $N_2O$  emission of the soil treated with urea was higher than that of the soil treated with ammonium sulfate. With the soil moisture content ranging from 48% to 160%, the total  $N_2O$  emissions and the amount of  $N_2O$  emitted by autotrophic and heterotrophic nitrification processes increased significantly. The production of  $N_2O$  is mainly dominated by the biological processes. The highest contribution of the biological nitrification process (including autotrophic and heterotrophic nitrification) reached 51.1%, but the contribution of abiotic nitrification was relatively less. These results provide a scientific base for improving the nitrogen-use efficiency of rice plants and for reducing the agricultural greenhouse-gas emission in paddy soils.

**Keywords:**  $N_2O$ ; paddy soils; autotrophic nitrification; heterotrophic nitrification; abiotic nitrification

收稿日期: 2017-05-31 录用稿件: 2017-08-09

作者简介: 席瑞泽(1993—), 男, 山西临汾人, 硕士研究生, 主要从事土壤氮素循环与温室气体研究。E-mail: m15071259094@163.com

\* 通信作者: 付庆灵 E-mail: fuqingling@mail.hzau.edu.cn

基金项目: 湖北省自然科学基金项目(2015CFB481)

Project supported: Natural Science Foundation of Hubei Province, China(2015CFB481)

氧化亚氮( $N_2O$ )是除  $CO_2$ 、 $CH_4$  之外的第三大温室气体,会破坏臭氧层增加紫外线辐射,对全球总辐射的贡献为 6.2%。2014 年全球大气中  $N_2O$  浓度为  $327.1 \text{ mm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ ,是工业革命前的 121%<sup>[1]</sup>。土壤是  $N_2O$  的主要释放源<sup>[2]</sup>。 $N_2O$  在土壤中有多种产生途径,包括硝化作用、硝化细菌反硝化、硝化耦合反硝化、异养反硝化等生物作用<sup>[3]</sup>,以及羟胺的分解、铁的还原等非生物作用<sup>[4-5]</sup>。已有研究表明在低含水量下  $N_2O$  的产生途径主要是硝化作用,而高含水量下产生途径主要是反硝化作用<sup>[6]</sup>。Bouwman 等<sup>[3]</sup>指出,土壤微生物主导的硝化-反硝化作用产生的  $N_2O$  约占全球大气中  $N_2O$  总量的 90%。传统认为硝化作用只有自养硝化,然而现在越来越多的证据表明异养硝化在硝化作用中占据重要的地位<sup>[7]</sup>。虽然土壤中  $N_2O$  的释放是由微生物主导的,但 Webster 等<sup>[8]</sup>发现,经高温灭菌的土壤也可以产生少量的  $N_2O$ 。

我国是世界上最大的产稻国,水稻种植面积达  $2.53 \times 10^7 \text{ hm}^2$ ,占粮食耕地面积的 29%<sup>[9]</sup>。为了提高耕地的利用效率、增加农作物产量,农田土壤投入了大量氮肥,使得农田土壤释放大量的  $N_2O$ ,然而当氮肥导致土壤氮的有效性发生改变后,加之稻田在耕作过程中强烈的水分变化,对土壤中  $N_2O$  的产生量和产生途径会产生什么样的影响,对自养硝化、异养硝化与非生物作用释放  $N_2O$  的影响尚不明确。本文采用 10 Pa (0.01% V/V) 乙炔区分自养硝化和异养硝化<sup>[10]</sup>、结合 100 kPa 氧气抑制反硝化作用,同时采用高压蒸汽灭菌土壤测定非生物过程  $N_2O$  产量。通过室内模拟水稻生产过程中土壤水分以及氮肥施用情况,分析了水分变化及氮肥种类对不同途径  $N_2O$  产生速率的影响,为合理施肥,采取适当的管理措施减少稻田  $N_2O$  排放提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 土壤样品采集

供试土壤样品取自湖北省荆门市团林镇石龙村水稻-油菜轮作田(北纬  $30^\circ 51'$ ,东经  $121^\circ 6'$ ,海拔 25.4 m)。该地区属于亚热带温暖季风型气候,年平均气温  $16.1 \text{ }^\circ\text{C}$ ,年均降水量 949.4 mm,年日照 2000 h 左右。稻田土壤类型为第四纪 Q3 发育而成的黄棕壤。供试土壤 pH 5.5,有机质  $51.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,全氮  $2.51 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,铵态氮  $11.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,硝态氮  $50.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,土壤持水能力<sup>[11]</sup>(WHC)62.5%,土壤基本性质的测定方法参照土壤农化分析<sup>[12]</sup>。

### 1.2 室内培养试验

取一定质量的土壤样品于密闭容器中,放入恒温培养箱预培养,设定温度  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 、避光,每天定时敞口保证微生物的氧气需求,培养至第 6 d 测定土壤含水量,一般为土壤最大持水量的 30%~40%,预培养至第 7 d 结束,取出土样进行室内培养。

实验设置两种施氮处理:尿素、硫酸铵,施肥量相当于当地大田施用量( $150 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ),并做不施肥对照(CK)。同时施氮和对照都设置四种抑制剂处理,分别为:处理 I 土壤;处理 II 土壤+100 kPa  $O_2$ ;处理 III 土壤+10 Pa  $C_2H_2$ +100 kPa  $O_2$ ;处理 IV 灭菌土壤。各处理设置 3 次重复。取相当于 20 g 烘干重的预培养土壤置于 300 mL 的培养瓶中,称重法调节土壤含水量分别为 30%、50%、60%、70%、80%、100%,对应为土壤 WHC 的 48%、80%、96%、112%、128%、160%,随后用橡胶塞密封培养瓶,添加抑制剂后放入  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  恒温培养箱避光培养 24 h。分别在培养的第 0、12、24 h 使用气密性注射器抽取 5 mL 气体,在进行测定的 24 h 内,培养瓶中  $N_2O$  并未达到饱和。

### 1.3 计算方法

采用差减法计算不同过程  $N_2O$  排放速率。处理 I 不添加抑制气体,即为总的  $N_2O$  排放速率。处理 II 加入高浓度氧气,抑制了硝化反硝化和反硝化的  $N_2O$  排放速率。处理 III 在处理 II 的基础上加入了乙炔,抑制了自养硝化、硝化反硝化和反硝化的  $N_2O$  排放速率。处理 IV 经过灭菌作用,即为非生物作用的  $N_2O$  排放速率。

$$N_2O_{\text{总量}} = N_2O_{\text{I}}$$

$$N_2O_{\text{自养硝化}} = N_2O_{\text{II}} - N_2O_{\text{III}}$$

$$N_2O_{\text{异养硝化}} = N_2O_{\text{III}} - N_2O_{\text{IV}}$$

$$N_2O_{\text{非生物作用}} = N_2O_{\text{IV}}$$

以上  $N_2O_{\text{I}}$ 、 $N_2O_{\text{II}}$ 、 $N_2O_{\text{III}}$ 、 $N_2O_{\text{IV}}$  分别表示处理 I、II、III、IV 的  $N_2O$  排放速率。

通过测定第 0、12、24 h  $N_2O$  的产生量( $\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1}$ ),应用 Slope 函数,求得  $N_2O$  浓度随时间变化的回归曲线斜率( $dc/dt$ ),然后按下式计算  $N_2O$  产生率。

$$P = \frac{dc}{dt} \times \frac{V}{MV} \times \frac{MW}{w} \times \frac{273}{T}$$

式中: $P$  为  $N_2O$  产生率,  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ;  $dc/dt$  为培养瓶内  $N_2O$  浓度随时间变化的回归曲线斜率,  $\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  [培养时间段,瓶内  $N_2O$  气体呈线性增加( $R^2 > 0.9$ )];  $V$  为培养瓶内气体体积, L;  $W$  为干土重, g;  $MW$  为  $N_2O$  的质量, g;  $MV$  为标准状态下 1 mol 气体的体积, L;  $T$  为

培养温度, K。

#### 1.4 数据处理与分析

运用 Origin 8.0 软件作图、SAS v8 进行方差分析和最小显著差异法(LSD)比较不同处理的 N<sub>2</sub>O 排放通量与累积排放量的差异。

## 2 结果与分析

### 2.1 氮肥种类和水分对 N<sub>2</sub>O 总排放速率的影响

由图 1 可见,四种处理下,对照、施尿素、硫酸铵 N<sub>2</sub>O 排放速率均随着土壤含水量的增加而增加。四种处理在同一施肥条件下 N<sub>2</sub>O 排放速率趋势相同,都为 I>II>III>IV。处理 IV 经过灭菌,非生物作用 N<sub>2</sub>O 排放速率最低,处理 III 加入氧气和乙炔,抑制了硝化反硝化、反硝化和自养硝化的 N<sub>2</sub>O 排放,相较于处理 II 只抑制硝化反硝化和反硝化的 N<sub>2</sub>O 排放,处理 III 的 N<sub>2</sub>O 排放速率要低于处理 II。

处理 I 即为总的 N<sub>2</sub>O 排放速率,CK 处理在不同水分之间 N<sub>2</sub>O 排放速率为 0.67~73.43 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,施尿素处理在不同水分之间排放速率为 1.51~212.55 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,施硫酸铵则为 0.87~184.99 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>。显然,同一施氮处理的不同水分间 N<sub>2</sub>O 排放速率差异极显著(P<0.01)。在低于 96%(WHC)时,施氮处理与空白间 N<sub>2</sub>O 总排放速率相差不大,但施氮处理排放量要高于对照。随着土壤含水量的增加,对照处理 N<sub>2</sub>O 总排放速率在 96%(WHC)下开始增加,在 128%(WHC)下达最高值 73.43 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,随后开始下降,其变化趋

势呈抛物线型。施氮处理的土壤 N<sub>2</sub>O 总排放速率在 112%(WHC)下开始显著增加,128%(WHC)后依然上升,但增速变缓,在 160%(WHC)下 N<sub>2</sub>O 总排放速率均达最高峰,分别为尿素处理 212.55 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,硫酸铵处理 184.99 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>。施氮可显著提升 N<sub>2</sub>O 总排放速率,尿素排放速率大于硫酸铵,但两者无显著差异(P>0.05)。

### 2.2 土壤铵态氮、硝态氮含量变化

对于铵态氮,在对照组中,处理 IV 铵态氮含量高于其他三种处理,可能是因为经过灭菌处理,没有微生物活动,使得铵态氮无法进行硝化作用而保存下来。施用尿素的土壤中铵态氮含量依次是 III>II>I>IV。与处理 III 中乙炔抑制了自养硝化,而处理 II 中氧气抑制了反硝化作用有关。施用硫酸铵的土壤中铵态氮含量依次是 IV>III>I、II,处理 IV 经过灭菌,铵态氮含量最高,处理 III 乙炔抑制了自养硝化,铵态氮消耗减少(图 2)。

对于硝态氮,施肥的土壤四种处理的硝态氮含量依次是 II>I>III>IV。处理 II 中氧气抑制了反硝化作用,使硝态氮大量积累,处理 III 乙炔抑制自养硝化,使得硝态氮的来源减少,含量少于处理 I 未加抑制剂的土壤,处理 IV 土壤中,没有微生物活动,在所有处理中的硝态氮含量最低(图 3)。

### 2.3 氮肥种类和水分对自养硝化过程 N<sub>2</sub>O 排放速率的影响

空白处理 N<sub>2</sub>O 排放速率在含水量 112%(WHC)

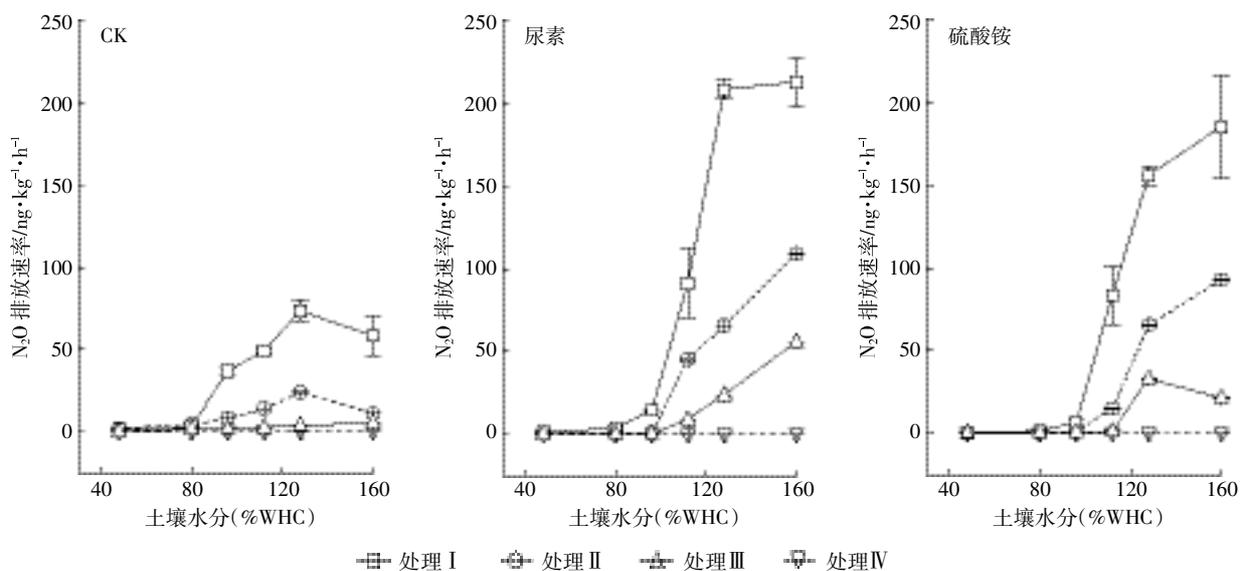


图 1 不同水分状态下施氮的 N<sub>2</sub>O 排放速率变化

Figure 1 The N<sub>2</sub>O emission flux changes with the moisture content of different N treatment

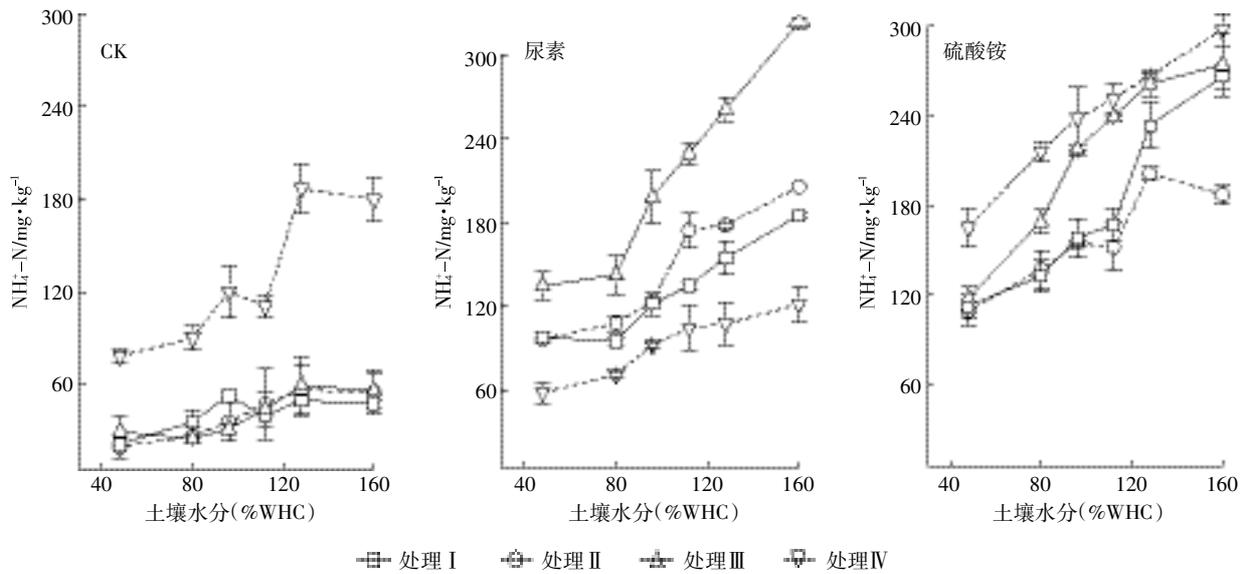


图2 不同施氮处理铵态氮随水分状况变化

Figure 2 Different fertilization treatments ammonium nitrogen changes with the water moisture

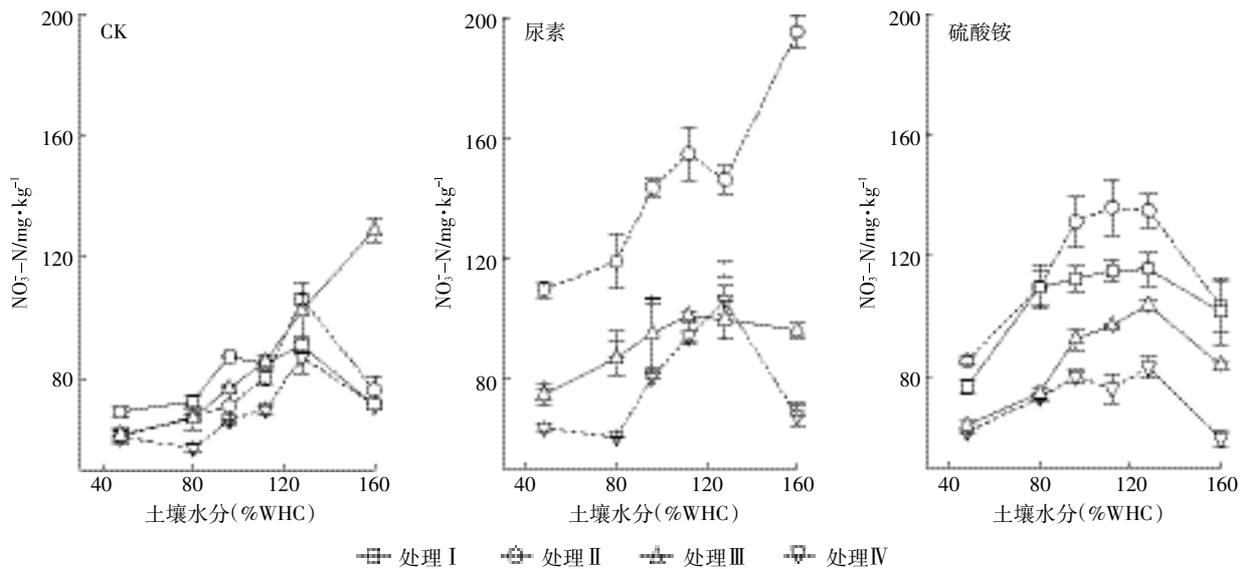


图3 不同施氮处理土壤硝态氮随水分状况变化

Figure 3 Different fertilization treatments nitrate nitrogen changes with the water moisture

时最高,为  $20.06 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。施用尿素在含水量低于 96%(WHC)时  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率无显著变化( $P>0.05$ ),当含水量增加至 112%(WHC)时, $\text{N}_2\text{O}$  排放速率显著增加,在含水量 160%(WHC)达到峰值  $53.29 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。施用硫酸铵处理与尿素处理相同,低于 96%(WHC)时  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率无显著变化,但在 160%(WHC)时  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率最高,为  $71.22 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (图 4)。通过双因素方差分析可知,施氮处理的土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率要显著高于空白对照( $P<0.01$ ),各施氮不同水分处理

下存在极显著差异( $P<0.01$ )。

自养硝化在施用氮肥后不仅会增加  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率,对总  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率的贡献也会增加。施用尿素后在 112%(WHC)时最高为 40%,施用硫酸铵则在 160%(WHC)时贡献达到最高 38.5%。除 112%(WHC)外,其余水分含量下施用硫酸铵自养硝化贡献增加量比尿素多,在 80%(WHC)时,硫酸铵贡献是尿素的 2.3 倍。空白处理对  $\text{N}_2\text{O}$  贡献比例随水分含量增加而减小,硫酸铵则是先减后增,在 96%(WHC)时最低。

#### 2.4 氮肥种类和水分对异养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率的影响

对于异养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率,空白处理 N<sub>2</sub>O 排放速率随水分增加而增加,160%(WHC)时达到最高 5.00 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>,尿素 N<sub>2</sub>O 排放速率在较低水分含量时无显著差异,当水分增至 112%(WHC)时显著升高,160%(WHC)达到最高 55.37 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>。硫酸铵 N<sub>2</sub>O 排放速率处理则在低于 112%(WHC)时无显著差异,128%(WHC)增至最高 32.71 ng·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>(图 5)。施氮同样可以提高异养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率。通过双因素方差分析,空白处理与不同施氮存在显著差异 ( $P<0.05$ ),各施氮不同水分处理下存在极显著差异

( $P<0.01$ )。

不同氮肥对异养硝化对总 N<sub>2</sub>O 排放速率的贡献的影响不相同,对于 CK,随着水分含量增加,呈现先增后减的趋势,在 80%(WHC)贡献最高为 131%,128%(WHC)贡献最低为 4.9%,施用氮肥后,异养硝化对总 N<sub>2</sub>O 排放速率贡献增加,尿素随含水量增加贡献增加,160%(WHC)贡献最高 26.1%。硫酸铵对 N<sub>2</sub>O 排放速率贡献随水分增加呈现先减少后增加的趋势,在 128%(WHC)时贡献最高,为 21%、96%(WHC)时贡献最低,为 7.3%,除 160%(WHC)外,其余水分含量硫酸铵对异养硝化贡献量都比尿素多。

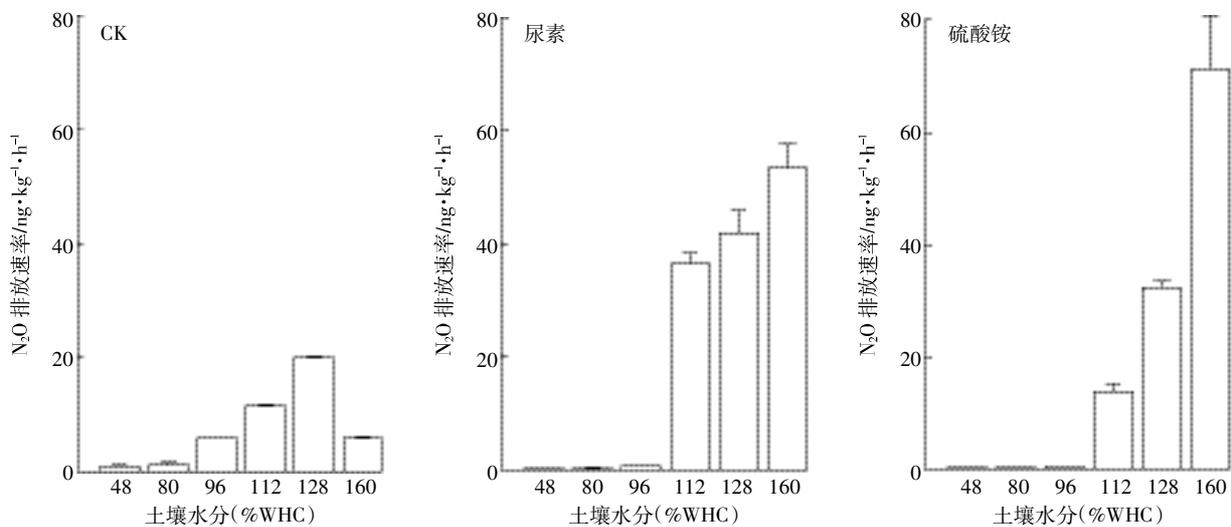


图 4 自养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率在不同施肥下随水分状况变化

Figure 4 Autotrophic nitrification emission fluxes of N<sub>2</sub>O in different fertilizer with moisture content

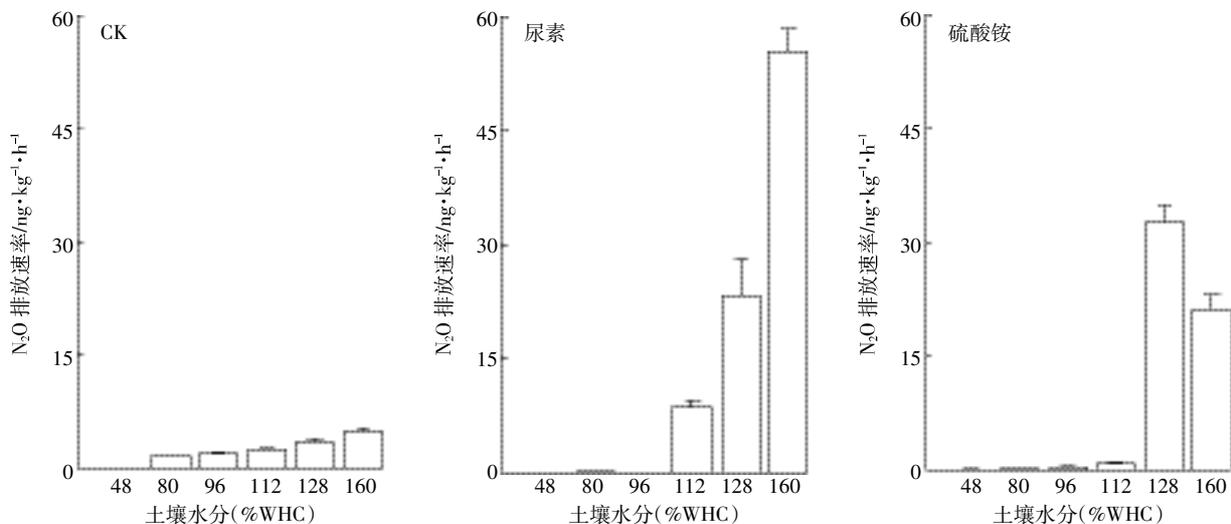


图 5 异养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率在不同施肥下随水分状况变化

Figure 5 Heterotrophic nitrification emission fluxes of N<sub>2</sub>O in different fertilizer with moisture content

## 2.5 氮肥种类和水分对非生物作用 $N_2O$ 排放速率的影响

在不同含水量下,空白处理释放量为  $0.26\sim 0.39\text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ,与不同氮肥无显著差异。非生物作用产生的  $N_2O$  相比于生物作用很少。三个处理  $N_2O$  排放速率受水分影响所呈现趋势不同。CK 处理  $N_2O$  排放速率随水分增加呈现增加的趋势,在 160%(WHC)最高为  $0.39\text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。尿素与硫酸铵随水分含量增加变化趋势相同,都是先增后减,均在 112%(WHC)时  $N_2O$  排放速率最高,分别为  $0.37, 0.35\text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ (图 6)。不同氮肥的非生物作用  $N_2O$  排放速率差异不大。

各个处理对  $N_2O$  的贡献都随着水分含量的增加而降低,在 48%(WHC)时都为最高,分别是 CK 23.6%, 尿素 20.2%, 硫酸铵 43.7%。尿素与硫酸铵处理在 160%(WHC)贡献最低,分别为 0.16%、0.17%。

## 3 讨论

氮肥处理和水分状况对土壤  $N_2O$  释放的不同过程产生相应的影响,本实验研究表明施用尿素和硫酸铵可以显著增加总  $N_2O$  排放速率,以及自养硝化与异养硝化  $N_2O$  排放速率和排放贡献。很多大田实验也表明,大部分季节性的  $N_2O$  排放速率在施入氮肥后增加<sup>[13-14]</sup>。Zhu 等<sup>[15]</sup>研究发现,施用尿素  $N_2O$  排放通量是硫酸铵的 1.2~5.5 倍,与本实验结果趋势大致相同。研究表明施用氮肥后土壤中硝化微生物的活性增强<sup>[16]</sup>。这是因为施氮后可以增加土壤氮素有效性含量,为硝化过程提供底物  $\text{NH}_4^+$ <sup>[17]</sup>。Cai 等<sup>[18]</sup>证明施用氮肥后硝

化速率加快。随着水分含量的增加,施用尿素与硫酸铵后  $N_2O$  排放速率呈一直增加的趋势,但硫酸铵的增幅大于尿素,可能是因为参与自养硝化微生物对酰胺态氮(尿素)和铵态氮(硫酸铵)的利用情况不同。尿素的酰胺态氮需要经过矿化作用变为铵态氮,才可供微生物利用,而硫酸铵水解直接提供铵态氮。Werner 等<sup>[19]</sup>研究发现,土壤  $N_2O$  短期排放变化与土壤水分状况密切相关。土壤水分会通过影响氧气扩散率来影响  $N_2O$  排放速率,土壤含水量低时含氧量高,硝化微生物活跃。Avrahami 等<sup>[20]</sup>研究发现在  $20\text{ }^\circ\text{C}$  时,土壤硝化细菌(AOB)的丰度随着水分的增加而增加,并在 60% 含水量时最高。Bateman 等<sup>[21]</sup>发现在不受氧气限制的情况下 70% 含水量时硝化速率最大。氮肥处理在低含水量下的自养硝化过程是  $N_2O$  产生的主要贡献者,随着含水量增加,尿素处理的自养硝化贡献降低,与 Bateman<sup>[21]</sup>的结果相同。Inubushi 等<sup>[22]</sup>通过对暗色土不同过程  $N_2O$  定量分析也发现,在小于 100%(WHC)水分含量下自养硝化是  $N_2O$  产生的主要贡献过程。Zhu 等<sup>[15]</sup>通过对不同氧气浓度下自养硝化过程  $N_2O$  释放得到相同的结论,即施用尿素与硫酸铵可以显著增加自养硝化  $N_2O$  释放贡献。除 112% 水分含量外,其余水分含量下施用硫酸铵时  $N_2O$  释放贡献显著高于尿素,可能是因为铵态氮可以直接被硝化微生物利用,而有机态氮易被其他异养微生物利用。

异养硝化  $N_2O$  排放速率在不同氮源之间无显著差异,可能是因为异养硝化微生物对有机态氮和无机态氮均可利用<sup>[23]</sup>。本实验土壤有机质含量较高,异养

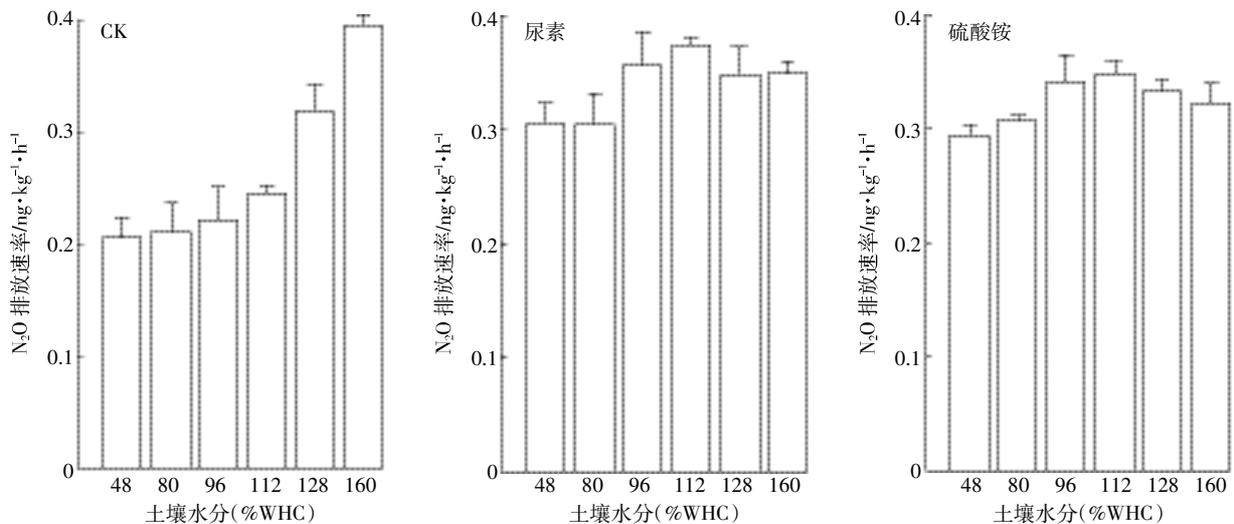
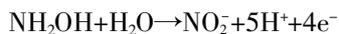
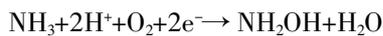


图 6 非生物作用  $N_2O$  排放速率在不同施肥下随水分状况变化情况

Figure 6 Abiotic emission fluxes of  $N_2O$  in different fertilizer with moisture content

硝化微生物在硝化时可以分解有机物产生能量,无机态氮就变为次要硝化原料,使得无机态氮利用较少,尿素与硫酸铵之间差异较小。随着含水量增加,异养硝化对 N<sub>2</sub>O 释放的贡献呈增加的趋势,可能与此土壤长期施用铵态氮肥导致 pH 变低,并且土壤本身有机质含量高有关。Zhang 等<sup>[7]</sup>研究发现,在 pH<4.5 的森林土壤中,异养硝化 N<sub>2</sub>O 释放的贡献最高达 25.4%。Weber 等<sup>[24]</sup>研究发现,低 pH 会抑制自养硝化细菌的活性,异养硝化就会成为主要贡献者。此外异养硝化细菌和真菌对水分的响应也可能导致这种现象的产生,但是国内外对异养硝化菌的生物多样性了解不足,应加强相关微生物机制的研究。Cai 等<sup>[25]</sup>研究发现,在 70% (WHC) 和 25 °C 的培养条件下,异养硝化对土壤 N<sub>2</sub>O 排放的贡献为 38%,而本实验异养硝化的贡献最高为 26.1%。

施用氮肥后,非生物作用 N<sub>2</sub>O 排放量增加,原因是施用氮肥提供了大量的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>。由于本实验为控制变量,都充入了大量氧气,土壤中会发生如下反应:



NH<sub>3</sub> 在矿化过程中也会产生亚硝酸根<sup>[26]</sup>。与此同时在含水量较高时,土壤处于还原状态,土壤中的 Fe<sup>2+</sup>、MnO<sub>2</sub> 会发生氧化还原反应<sup>[27]</sup>,将土壤中的亚硝酸根还原为 N<sub>2</sub>O。Flowers 等<sup>[28]</sup>指出,土壤氧化还原电位主要决定于土壤水分条件,淹水时土壤 Eh 很低,落干时土壤 Eh 则较高。由此可推断,土壤含水量越高,更多的区域处于还原状态,非生物作用产生的 N<sub>2</sub>O 就会越多。本研究空白处理随着水分的增加 N<sub>2</sub>O 排放速率增加,即证明了此点。施用氮肥 N<sub>2</sub>O 排放速率则随着水分含量的增加呈现先增加后减少的趋势,可能是因为高含水量时,土壤处于淹水状态,氮肥溶解在水中,一部分与土壤不接触造成的。在低水分含量时,土壤中存在一定的氧气,当水分增加至 96% (WHC) 时,灭菌后的土壤条件趋于一致,总的 N<sub>2</sub>O 排放速率的增幅远大于非生物作用的增幅,使得非生物作用 N<sub>2</sub>O 的贡献比例随着水分含量的增加而减少,至 96% 水分含量后趋于稳定。Ding W<sup>[29]</sup>等在 25 °C、60% WFPS 培养,在施用有机肥后非生物贡献最高为 3.4%,而 Kesik 等<sup>[30]</sup>、Nägele 等<sup>[31]</sup>研究非生物作用贡献最高分别为 0.8%、6%。本实验在低含水量下非生物作用贡献较高,高含水量下则与普遍的研究得出相同结论,非生物作用对 N<sub>2</sub>O 释放的贡献很少。

## 4 结论

施氮和水分含量的增加可以显著提高总 N<sub>2</sub>O 排放速率以及自养硝化、异养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率,但对非生物过程主导的 N<sub>2</sub>O 排放速率无显著影响。对于总 N<sub>2</sub>O 排放速率,施氮处理随着水分含量的增加呈现相同的趋势,但尿素的释放速率要高于硫酸铵,而 CK 处理则先增加后降低;对于自养硝化 N<sub>2</sub>O 排放速率,施氮处理随着水分含量的增加同样呈现相同的增加趋势,尿素在 160% (WHC) N<sub>2</sub>O 排放速率低于硫酸铵,其余含水量下 N<sub>2</sub>O 排放速率均高于硫酸铵;对于异养硝化随着水分含量的增加,CK 与尿素处理 N<sub>2</sub>O 排放速率均呈现一直增加的趋势,而硫酸铵则先增加后减少;对于非生物作用,施氮处理 N<sub>2</sub>O 排放速率随水分含量增加呈现先增加后减少的趋势,CK 则一直增加。供试水稻土自养硝化对 N<sub>2</sub>O 排放速率的贡献大于异养硝化,非生物作用贡献只占很小比重。

## 参考文献:

- [1] 中国气象局. 中国温室气体公报[EB/OL]. [http://www.cma.gov.cn/root7/auto13139/201612/t20161228\\_359554.html](http://www.cma.gov.cn/root7/auto13139/201612/t20161228_359554.html)  
China Meteorological Administration. China greenhouse gas Bulletin [EB/OL]. [http://www.cma.gov.cn/root7/auto13139/201612/t20161228\\_359554.html](http://www.cma.gov.cn/root7/auto13139/201612/t20161228_359554.html)
- [2] 廖千家骅, 颜晓元. 农业土壤氧化亚氮排放模型研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(5): 817-825.  
LIAO Qian-jia-hua, YAN Xiao-yuan. Models of N<sub>2</sub>O Emission from Agricultural Fields: A review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(5): 817-825.
- [3] Bouwman A F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere[J]. *Soils and the Greenhouse Effect*, 1990: 61-127.
- [4] Firestone M K, Davidson E A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil[J]. *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, 1989, 47: 7-21.
- [5] Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems[M]. Springer Science & Business Media, 2013.
- [6] 朱永官, 王晓辉, 杨小茹, 等. 农田土壤 N<sub>2</sub>O 产生的关键微生物过程及减排措施[J]. 环境科学, 2014(2): 792-800.  
ZHU Yong-guan, WANG Xiao-hui, YANG Xiao-ru, et al. Key microbial processes in nitrous oxide emissions of agricultural soil and mitigation strategies[J]. *Environmental Science*, 2014(2): 792-800.
- [7] Zhang J, Cai Z, Zhu T. N<sub>2</sub>O production pathways in the subtropical acid forest soils in China[J]. *Environmental Research*, 2011, 111(5): 643-649.
- [8] Webster F A, Hopkins D W. Contributions from different microbial processes to N<sub>2</sub>O emission from soil under different moisture regimes[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1996, 22(4): 331-335.

- [9] 黄进宝, 范晓晖, 张绍林. 太湖地区铁渗水耕人为土稻季上氮肥的氨挥发[J]. 土壤学报, 2006(5): 786-792.  
HUANG Jin-bao, FAN Xiao-hui, ZHANG Shao-lin. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizer in the rice field of Fe-leachi-stagnic androsols in the Taihu lake region[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006(5): 786-792.
- [10] Berg P, Klemmedtsson L, Rosswall T. Inhibitory effect of low partial pressures of acetylene on nitrification[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, 14(3): 301-303.
- [11] 蔡祖聪, ArivnR Mosier. 土壤水分状况对 CH<sub>4</sub> 氧化, N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 排放的影响[J]. 土壤, 1999(6): 289-294, 298.  
CAI Zu-cong, ArivnR Mosier. Effects of soil water condition on CH<sub>4</sub> oxidation, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions[J]. *Soils*, 1999(6): 289-294, 298.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.  
BAO Shi-dan. Analysis of soil agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [13] Senbayram M, Chen R, Mühling K H, et al. Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers[J]. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2009, 23(16): 2489-2498.
- [14] Venterea R T, Burger M, Spokas K A. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(5): 1467-1477.
- [15] Zhu X, Burger M, Doane T A, et al. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N<sub>2</sub>O and NO under low oxygen availability[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(16): 6328-6333.
- [16] Lu X, Bottomley P J, Myrold D D. Contributions of ammonia-oxidizing archaea and bacteria to nitrification in Oregon forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 85: 54-62.
- [17] Huang Y, Tang Y. An estimate of greenhouse gas(N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub>) mitigation potential under various scenarios of nitrogen use efficiency in Chinese croplands[J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(11): 2958-2970.
- [18] 蔡祖聪, 赵 维. 土地利用方式对湿润亚热带土壤硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 795-801.  
CAI Zu-cong, ZHAO Wei. Effects of land use types on nitrification in humid subtropical soils of China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(5): 795-801.
- [19] Werner C, Zheng X, Tang J, et al. N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions from seasonal tropical rainforests and a rubber plantation in Southwest China[J]. *Plant and Soil*, 2006, 289(1/2): 335-353.
- [20] Avrahami S, Bohannan B J M. N<sub>2</sub>O emission rates in a California meadow soil are influenced by fertilizer level, soil moisture and the community structure of ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15(3): 643-655.
- [21] Bateman E J, Baggs E M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 41(6): 379-388.
- [22] Inubushi K, Naganuma H, Kitahara S. Contribution of denitrification and autotrophic and heterotrophic nitrification to nitrous oxide production in andosols[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1996, 23(3): 292-298.
- [23] Zhang J, Sun W, Zhong W, et al. The substrate is an important factor in controlling the significance of heterotrophic nitrification in acidic forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76: 143-148.
- [24] Weber D F, Gainey P L. Relative sensitivity of nitrifying organisms to hydrogen ions in soils and solutions[J]. *Soil Science*, 1962, 94(3): 138-145.
- [25] Cai Y, Ding W, Zhang X, et al. Contribution of heterotrophic nitrification to nitrous oxide production in a long-term N-fertilized arable black soil[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2010, 41(19): 2264-2278.
- [26] Heil J, Vereecken H, Brüggemann N. A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 2016, 67(1): 23-39.
- [27] Yang W H, Weber K A, Silver W L. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction[J]. *Nature Geoscience*, 2012, 5(8): 538-541.
- [28] Flowers T H, O'Callaghan J R. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1983, 15(3): 337-342.
- [29] Ding W, Yagi K, Cai Z, et al. Impact of long-term application of fertilizers on N<sub>2</sub>O and NO production potential in an intensively cultivated sandy loam soil [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 212(1/2/3/4): 141-153.
- [30] Kesik M, Blagodatsky S, Papen H, et al. Effect of pH, temperature and substrate on N<sub>2</sub>O, NO and CO<sub>2</sub> production by *Alcaligenes faecalis* p.[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2006, 101(3): 655-667.
- [31] Nägele W, Conrad R. Influence of soil pH on the nitrate-reducing microbial populations and their potential to reduce nitrate to NO and N<sub>2</sub>O [J]. *Fems Microbiology Letters*, 1990, 74(1): 49-57.