

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2019011402

王森, 廖文华, 郭巨秋, 等. 石灰氮对土壤 NH_3 、 N_2O 排放的影响[J]. 环境化学, 2019, 38(12): - - .

WANG Sen, LIAO Wenhua, GUO Juqiu, et al. Effects of lime-nitrogen application on the emission of soil NH_3 and N_2O [J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(12): - - .

石灰氮对土壤 NH_3 、 N_2O 排放的影响*

王森 廖文华** 郭巨秋 郭玉冰 谢娇 佟丙辛

(河北农业大学, 保定, 071000)

摘要 为了研究石灰氮对土壤氨(NH_3)挥发和氧化亚氮(N_2O)排放的影响,本研究采用室内模拟方法,共设置石灰氮(LN)、尿素(Ur)、碳酸氢铵(AB)和对照(CK)等4个处理,分别采用原位通气和静态箱法测定 NH_3 和 N_2O 排放速率.结果表明,与AB处理氨挥发速率逐渐降低的特征相比,LN与Ur处理氨挥发速率均呈先增加后降低的特征,且LN处理的氨挥发速率高于Ur处理.Ur、AB处理的 N_2O 排放为单峰,LN处理先后出现两个排放峰.培养前期(2—12 d),LN处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显著高于Ur和AB处理,与该处理前期 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增幅较小、随后增长速率加快相吻合.AB和Ur处理的 N_2O 、 NH_3 排放速率均与土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显著相关,但LN处理仅 NH_3 挥发速率与土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显著相关.LN、AB和Ur处理 NH_3 挥发系数分别为5.9%、5.3%和2.5%, N_2O 排放系数分别为0.52%、1.13%和0.76%.综上,施用石灰氮可显著降低 N_2O 排放,但增加了 NH_3 挥发风险,因此施用石灰氮时应综合考虑其氮素损失及环境风险.

关键词 氧化亚氮排放, 氨挥发, 石灰氮, 土壤氮素转化.

Effects of lime-nitrogen application on the emission of soil NH_3 and N_2O

WANG Sen LIAO Wenhua^{1**} GUO Juqiu GUO Yubing XIE Jiao TONG Bingxin
(Hebei Agricultural University, Baoding, 071000, China)

Abstract: An incubation experiment was carried out to compare the impacts of lime-nitrogen (LN), urea (Ur), ammonium bicarbonate (AB) applications on the ammonia (NH_3) volatilization and nitrous oxide (N_2O) emissions in soil in comparison with the unfertilized treatment (CK). The NH_3 volatilization and N_2O emission were measured using venting chamber technique and static chamber method, respectively. Results show that LN and Ur treatments showed similar emission patterns characterized by rapidly increasing emission rates at first and gradually decreasing rates afterwards, which differs from that of the AB treatment characterized by continuous decreasing rates. Single emission peak for the N_2O emissions from the Ur and AB treatments but two emission peaks for LN treatment were observed. The soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ contents in LN treatment during 2—12 days were significantly greater than those of the Ur and AB treatments, which corresponded to the slow increase at the beginning and quick increase of soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents afterward. The N_2O and NH_3 emissions both were significantly correlated to the soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content in the Ur and AB treatments, but in the LN treatment only the NH_3 volatilization was significantly correlated to the soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content. The $\text{NH}_3\text{-N}$ loss of the LN, AB and Ur was 5.9%, 5.3% and 2.5% of the N input,

2019年01月14日收稿(Received: January 14, 2019).

* 国家自然科学基金(41675151)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China(41675151).

** 通讯联系人, Tel: 15031289230, E-mail: 3250394758@qq.com

Corresponding author, Tel: 15031289230, E-mail: 3250394758@qq.com

and the respective N₂O loss accounted for 0.52%, 1.13% and 0.76% of the N input. Overall, application of lime-nitrogen can significantly reduce the N₂O emission but increase the NH₃ volatilization.

Keywords: nitrous oxide emissions, ammonia volatilization, lime-nitrogen, soil nitrogen transformation.

目前,农用氮肥的氨(NH₃)和氧化亚氮(N₂O)排放约占我国人为源年排放量的40%和64%^[1-2],是导致我国NH_x沉降增加、大气PM_{2.5}浓度上升、温室效应加剧的重要原因之一^[3-5],NH₃和N₂O排放除了受土壤、气候等环境因素影响外^[6-9],还受肥料品种、施肥量、施肥方式和添加抑制剂等管理措施的调控^[10-13].因此,探究不同肥料品种的NH₃和N₂O的排放特征是制定农田减排措施的重要前提.

石灰氮又称氰氨化钙(CaCN₂),不溶于水,由于在土壤中需经氰氨、尿素、碳铵等一系列转化后才能形成铵根离子,作为缓效氮肥曾被广泛应用^[14].然而,石灰氮转化过程中的中间产物氰氨或双氰氨可以抑制土壤硝化-反硝化过程,因此对土壤氮转化和N₂O排放影响巨大^[15].例如,Hirono等^[16]研究发现,石灰氮处理N₂O累积排放量比对照处理(施入等氮量尿素)降低了51%,Yamamoto等^[17-18]研究表明,在茶树田(pH=3.63)和火山灰菜田(pH=6.31)上施用石灰氮,由于土壤氨氧化和反硝化作用被抑制而引起N₂O排放显著降低,王琳和吴娟等^[19-20]研究表明,石灰氮施用不仅可以减少N₂O排放,还能够降低土壤硝态氮含量.然而,若土壤施入石灰氮后氨氧化反应被抑制,则可能引起土壤NH₄⁺浓度增加和土壤pH上升,导致NH₃挥发风险增加^[21].但目前尚无探索施用石灰氮对农田氨挥发特征和排放量的研究.

近年来,石灰氮的土壤消毒、促进有机质分解、除草和土壤改良^[22-25]等多种特殊功效逐渐被发掘,使其在土壤微生物改良、pH调节、蔬菜产量和品质提高等方面的应用日趋广泛^[26-27].由于对石灰氮施用后NH₃和N₂O排放研究较少,无法准确评估石灰氮的潜在环境效应.因此,本研究通过室内盆栽模拟试验研究石灰氮、尿素和碳酸氢铵施用后NH₃和N₂O排放特征及其与土壤NH₄⁺、NO₃⁻、pH等指标的关系,探索不同氮肥气体排放差异性的根源,为种植业(包括菜地)施用石灰氮的环境安全评估及高效合理利用提供理论基础.

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 供试土壤与肥料

供试土壤取自河北农业大学试验基地,剔除土壤中的杂质,风干后备用.土壤类型为潮土,质地为重壤,土壤基本理化性质为:pH8.04、有机质12.69 g·kg⁻¹、全氮1.12 g·kg⁻¹、NO₃⁻-N 13.2 mg·kg⁻¹、NH₄⁺-N 31.2 mg·kg⁻¹、有效磷18.9 mg·kg⁻¹、速效钾157.5 mg·kg⁻¹、土壤容重为1.36 g·kg⁻¹.供试肥料中石灰氮含氮量21.0%,碳酸氢铵含氮量17.2%,尿素含氮量46.0%.

1.2 试验设计

试验采用盆栽模拟方法,盆钵直径和高均为20 cm,装风干土6.38 kg.设置不施氮肥(CK)、石灰氮(LN)、碳酸氢铵(AB)、尿素(Ur)4个处理,每个处理9次重复.纯氮用量均为250 kg·hm⁻².培养温度为24±1℃,土壤水分控制在60±5%(WFPS),每天监测土壤NH₃、N₂O排放速率(各3个重复),土壤NO₃⁻-N、NH₄⁺-N含量和pH值(3个重复).

1.3 测定项目与方法

土壤NH₃挥发采集与分析:采用原位通气磷酸吸收法^[28]进行采集,吸收NH₃的海绵用KCl浸提后用靛酚蓝比色法测定NH₄⁺浓度并计算每天NH₃挥发速率.

NH₃挥发速率计算公式:

$$F_{\text{NH}_3} = \frac{c \times v}{A \times t} \times 10^{-5} \quad (1)$$

式中, F_{NH_3} 为NH₃挥发速率(以纯N计,下同)(kg·hm⁻²·d⁻¹); c 为浸提液中铵态氮浓度(μg·ml⁻¹); V 为

浸提液体积 (mL); A 为吸收装置的横截面积 (m^2); t 为采集样品的时间 (d).

土壤 N_2O 排放采集与分析: 采用密闭式静态箱法^[29], 静态箱由 PVC 材料制成, 分为箱体、环形底座两部分, 上部箱体 (直径 16 cm、高 20 cm) 顶部有一个取样口, 底部开口可以罩在底座上; 底座四周有水槽 (底座内径 15 cm、外径 18 cm), 测定前将底座插入土中. 取样时, 水槽内注入适量蒸馏水使箱体和底座形成一个密闭箱, 有效高度为 20 cm. 在上午 10:00—12:00 之间采集气体, 时间间隔 15 min, 采集 3 次, 每次采气体积 30 mL, 并记录箱体内空气温度. 采集的气体当天用气相色谱仪 (安捷伦 7890D) 进行测定, N_2O 排放速率计算公式:

$$F_{N_2O} = H \times \frac{\Delta c}{\Delta t} \times \frac{28}{22.4} \times \frac{273}{273 + T} \times 10^{-6} \times 10^4 \quad (2)$$

式中, F_{N_2O} 为 N_2O 排放速率 (以纯 N 计, 下同) ($kg \cdot hm^{-2} \cdot h^{-1}$); H 为箱内有效空间高度 (m); 28 为摩尔 N_2O 中 N 分子质量 ($g \cdot mol^{-1}$); 22.4 为标准大气压下的空气摩尔体积 ($L \cdot mol^{-1}$); T 为在采样过程中测定的箱体内气体温度 ($^{\circ}C$); $\Delta c/\Delta t$ 为静态箱内 N_2O 在观测时间段内的浓度随时间变化的斜率.

N 损失 (N_2O 排放或 NH_3 挥发) 系数:

$$EF = \frac{\sum F_N - \sum F_0}{N} \times 100\% \quad (3)$$

式中, F_N 为施肥处理下的 N_2O (或 NH_3) 排放累积量 ($kg \cdot hm^{-2}$); F_0 为不施肥处理下的 N_2O (或 NH_3) 排放累积量 ($kg \cdot hm^{-2}$); N 表示施入的总氮量 ($kg \cdot hm^{-2}$).

土壤样品采集与分析: 每天用取样器进行土样采集, 然后将土壤样品 $0^{\circ}C$ 冷藏保存, 待试验结束统一进行测定. 土壤铵态氮采用 $2 mol \cdot L^{-1}$ KCl 浸提-靛酚蓝比色法, 硝态氮采用 $2 mol \cdot L^{-1}$ KCl 浸提-紫外分光光度法测定. 土壤含水量、pH 等按常规农化分析方法^[30] 进行测定.

1.4 数据处理

试验数据处理采用 Microsoft Excel, 统计分析采用 SPSS19.0 统计软件进行单因素方差分析和线性分析.

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 土壤 NH_3 挥发速率与累积挥发量的变化

不同处理土壤 NH_3 挥发速率状况如图 1. 与 CK 处理相比, 施用氮肥后各处理均出现明显的 NH_3 挥发, 挥发持续时间为 4—7 d, 峰值出现在 1—3 d, 峰值为 2.80 — $9.80 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$.

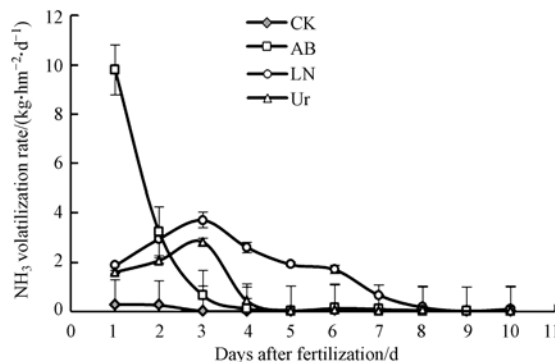


图 1 不同处理土壤 NH_3 挥发速率

Fig.1 NH_3 fluxes of different treatments during the experiment

不同品种氮肥 NH_3 挥发速率差异明显. 由于碳酸氢铵施入土壤后迅速水解成铵态氮, 导致 AB 处理施肥后立即产生大量 NH_3 挥发, 第 1 d 达到高峰为 $9.80 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$, 第 2 d 挥发速率快速下降为 $2.95 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$, 并在第 4 d 挥发速率下降至与 CK 相近水平, 这与山楠等^[31] 的研究结果一致. 而与 AB

处理有所不同,U_r与LN处理均在第3d NH₃挥发速率达到峰值,分别为2.82、3.71 kg·hm⁻²·d⁻¹,其挥发峰值滞后的原因为尿素施入土壤后经脲酶水解转化为碳酸铵或碳酸氢铵,而石灰氮为不易溶于水的肥料,施入土壤后需经过氰氨化钙-氰氨或双氰氨-尿素-碳酸铵的转化过程.U_r处理NH₃挥发峰值显著低于AB处理,并且在第4d NH₃挥发速率快速下降了2.39 kg·hm⁻²·d⁻¹,基本结束挥发过程,这与王淳等^[32-33]的研究结果基本一致.LN处理NH₃挥发时间达到7d,并且施肥后1—3d的NH₃挥发速率同样显著高于U_r处理,这可能是由于LN处理土壤氨氧化过程受到抑制,4—7d NH₃挥发速率逐渐降低,平均每天下降0.49 kg·hm⁻²·d⁻¹.

不同施肥处理NH₃累积挥发量及挥发系数如表1.各施肥处理NH₃累积挥发量表现为LN>AB>U_r,分别为15.65、14.06、7.04 kg·hm⁻²,同样LN处理NH₃挥发系数也显著高于其他处理,比U_r和AB处理相对升高了3.4和0.6个百分点.

表1 不同处理的NH₃累积挥发量和NH₃挥发系数

Table 1 Cumulative NH₃ volatilization and proportions of NH₃ losses to the N inputs of different treatments

处理 Treatments	NH ₃ 累积挥发量 Cumulative NH ₃ emissions / (kg·hm ⁻²)	NH ₃ 损失 NH ₃ losses/%
CK	0.75d	/
LN	15.65a	5.91a
AB	14.06b	5.28b
U _r	7.04c	2.49c

2.2 土壤 N₂O 排放速率与累积排放量的变化

不同处理土壤N₂O排放速率情况如图2.与CK处理相比较,施用氮肥后均出现土壤N₂O排放增加,排放周期为4—7d,峰值出现在第2—4d,峰值为20.98—34.52 g·hm⁻²·h⁻¹.施肥后,不同品种氮肥N₂O排放速率变化明显.各处理在培养刚开始即出现较为明显N₂O排放,第1d排放速率为17.17—20.30 g·hm⁻²·h⁻¹.AB和U_r施入土壤后第2d内出现高峰为34.52和20.98 g·hm⁻²·h⁻¹,随后逐渐降低,在第7d分别下降为5.43 g·hm⁻²·h⁻¹和2.62 g·hm⁻²·h⁻¹,与CK处理差异不显著,即基本结束排放过程.而LN处理挥发时间仅有4d,在第2d即达到峰值为32.06 g·hm⁻²·h⁻¹,第3d迅速降低到6.14 g·hm⁻²·h⁻¹,并于第4天降低至与对照相近的水平,但在第8d出现一个较小的N₂O排放峰.吴娟等研究同样发现,石灰氮施用第6—9d N₂O排放量也有明显地降低,并在第9—12d开始小幅度升高,与本研究规律基本相同.这可能是石灰氮水解产生的氰氨或双氰氨抑制土壤硝化过程的结果^[34].

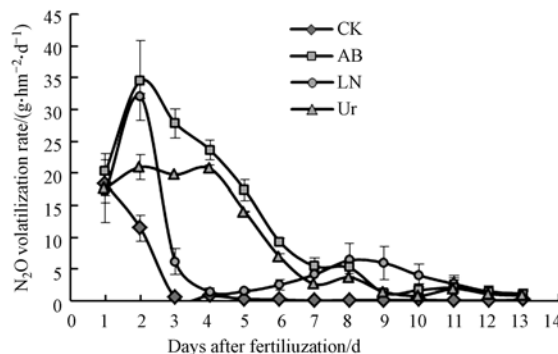


图2 不同处理土壤N₂O-N排放速率

Fig.2 N₂O fluxes of different treatments during the experiment

不同施肥处理N₂O累积排放量及排放系数如表2.各施肥处理N₂O累积排放量表现为AB>U_r>LN,分别为3.62、2.69、2.07 kg·hm⁻²,LN处理N₂O排放总量显著低于U_r和AB处理,这与王琳等^[19]和吴娟等^[20]研究结果基本一致.同样LN处理N₂O排放系数也显著低于其他处理,比U_r和AB相对降低了0.6和0.3个百分点.这与吴娟等^[20]研究结果基本一致,但是其LN处理和U_r处理N₂O排放系数分别为

0.06%和0.11%,低于本研究的 N_2O 排放系数,原因可能是前者的氮素施入量高于本研究,这与曹兵等^[35]研究结果基本一致,即 N_2O 排放系数随着施肥量的增加而逐渐降低.

表 2 不同处理的 N_2O 累积排放量和排放系数

Table 2 Cumulative N_2O emissions and proportions of N_2O losses of different treatments

处理 Treatments	N_2O 累积排放量 Cumulative N_2O emissions / ($kg \cdot hm^{-2}$)	N_2O 损失系数 N_2O emission factor/%
CK	0.77d	/
LN	2.07c	0.52a
AB	3.62a	1.13b
Ur	2.69b	0.76c

2.3 土壤无机氮的转化状况

施用氮肥后土壤中 NH_4^+-N 含量变化趋势如图 3a. AB 和 Ur 处理在前 2 d NH_4^+-N 含量显著升高,分别增加到 $98.85-99.21 mg \cdot kg^{-1}$ 和 $78.69-104.45 mg \cdot kg^{-1}$, 随后土壤 NH_4^+-N 含量逐渐降低, 分别在第 9 和 10 d 达到稳定为 $33.80 mg \cdot kg^{-1}$ 和 $33.95 mg \cdot kg^{-1}$, 平均每天降幅为 $8.10 mg \cdot kg^{-1}$. LN 处理在前 3 d NH_4^+-N 含量均显著增加, 增加到 $72.77-112.08 mg \cdot kg^{-1}$, 随后逐渐降低在第 12 d 达到稳定为 $33.73 mg \cdot kg^{-1}$, 平均每天降幅为 $8.70 mg \cdot kg^{-1}$. 综上可知, 在 2—12 d 期间, LN 处理的土壤 NH_4^+-N 显著高于 Ur 和 AB 处理.

各处理土壤 $NO_3^- -N$ 含量的变化如图 3b. 施肥后各处理土壤 $NO_3^- -N$ 含量持续增加, 在 15—17 d 达到最高值为 $100.30-102.10 mg \cdot kg^{-1}$, 分别增加了 $87.40-89.20 mg \cdot kg^{-1}$. 其中 AB 和 Ur 处理变化基本一致, $NO_3^- -N$ 含量在前 3 d 增长速率最大, 平均分别增加 $11.40 mg \cdot kg^{-1}$ 和 $12.70 mg \cdot kg^{-1}$; 在 4—16 d 增长速率逐渐降低, $NO_3^- -N$ 含量平均增加 $4.00-4.20 mg \cdot kg^{-1}$. 不同于 AB 和 Ur 处理, LN 处理前期 $NO_3^- -N$ 含量增幅较小, 随后增长速率加快, 并在第 17 d 增加到最大值. 前 8 d 土壤 $NO_3^- -N$ 含量平均每天增加 $1.60 mg \cdot kg^{-1}$, 在 9—17 d 平均每天增加 $8.58 mg \cdot kg^{-1}$. 这与其同期土壤 NH_4^+-N 含量下降特征基本吻合.

总之, LN 处理在 0—12 d 土壤铵态氮含量保持较高含量, 硝态氮增长缓慢, 这与 LN 处理 NH_3 挥发特征相吻合, 推测这可能是导致其 NH_3 挥发升高的原因, 同时也印证了 LN 处理土壤氨氧化过程受到了抑制.

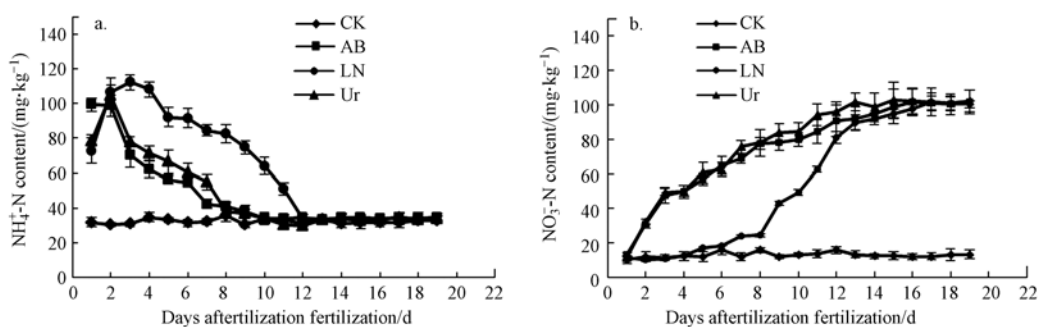


图 3 不同处理土壤 NH_4^+-N 和 $NO_3^- -N$ 动态变化

Fig.3 Dynamic changes of soil NH_4^+-N and $NO_3^- -N$ contents of different treatments

2.4 土壤 pH 变化状况

施肥后各处理土壤 pH 变化如图 4. 试验期间, CK、Ur 和 AB 处理土壤 pH 基本保持稳定. 由于石灰氮为碱性肥料, 导致 LN 处理 1—9 d 内 pH 显著高于其他处理 ($P < 0.05$), 从而促进了土壤铵态氮反应产生 NH_3 并向空气扩散^[36]. 推测这是导致其 NH_3 挥发持续时间长并显著高于其他处理的原因. 在第 10—12 d 时 LN 处理 pH 值降低至 8.00, 与 CK、Ur 和 AB 处理基本一致.

2.5 NH_3 和 N_2O 排放速率与土壤氮素、pH 的相关性

试验期间, NH_3 、 N_2O 排放速率与土壤中 $NO_3^- -N$ 、 NH_4^+-N 和 pH 的相关性如表 3. 其中, Ur、LN 和 AB

处理的 NH₃ 挥发速率均与其土壤 NH₄⁺-N 含量呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 NO₃⁻-N 含量呈显著负相关 ($P < 0.05$). AB 和 Ur 处理的 N₂O 排放速率与土壤 NO₃⁻-N 含量呈显著负相关, 与 NH₄⁺-N 含量呈显著正相关 ($P < 0.01$), LN 处理 N₂O 排放与其土壤 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 含量无显著相关性. 此外, 除 AB 处理 NH₃ 挥发速率与土壤 pH 呈正相关外, 其他施肥处理的 NH₃ 和 N₂O 排放速率与土壤 pH 均未发现显著相关性.

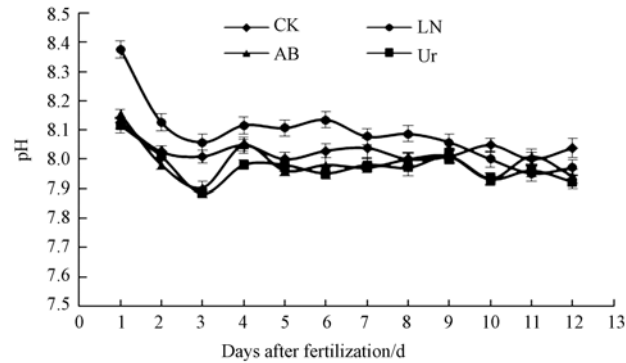


图 4 不同处理土壤 pH 变化

Fig.4 Dynamic changes of soil pH of different treatments

表 3 不同处理 NH₃、N₂O 排放速率与土壤无机氮及 pH 的相关性分析 ($n = 12$)

Table 3 Correlation of NH₃ and N₂O fluxes with soil mineral nitrogen and pH of different treatments ($n = 12$)

气态氮 Gaseous nitrogen	处理 Treatments	NH ₄ ⁺ -N 含量 NH ₄ ⁺ -N content	NO ₃ ⁻ -N 含量 NO ₃ ⁻ -N content	pH
NH ₃	LN	0.854 **	-0.830 **	0.255
	AB	0.784 **	-0.839 **	0.759 *
	Ur	0.754 *	-0.706 *	-0.010
N ₂ O	LN	0.353	-0.431	0.467
	AB	0.890 **	-0.859 **	0.130
	Ur	0.922 **	-0.880 **	0.257

2.6 氮素的转化去向

各处理土壤氮素转化和气态 N 损失如表 4. 施入的氮肥提高了土壤全氮含量 (102.90—104.80 mg·kg⁻¹), 占施氮量的 91.9%—93.6%, 具体来看, 主要增加了土壤硝态氮含量, 使土壤 NO₃⁻-N 含量增加了 87.37—89.16 mg·kg⁻¹, 占施氮量的 78.0%—79.6%, 各施肥处理间无显著差异. 各施肥处理土壤 NH₄⁺-N 增加量较小为 1.38—1.93 mg·kg⁻¹, 仅占施氮量的 1.2%—1.7%, 其中 LN 处理增加量显著低于其他处理, 可能与其氮素释放缓慢而培养试验时间较短有关. 各施肥处理气态氮损失总量为 3.31—6.37 mg·kg⁻¹, 占施氮量的 3.4%—6.6%, 其中以 NH₃ 挥发量为主, 占施氮量的 2.5%—5.9%. 3 种氮肥气态氮损失存在显著差异, 表现为 AB > LN > Ur, 损失量分别为 6.37、6.15、3.31 mg·kg⁻¹, 占施氮量的 5.7%、5.5% 和 3.0%.

表 4 不同处理的 N 素转化去向

Table 4 Nitrogen fates of different treatments

处理 Treatments	土壤全氮增加量 Increase of total nitrogen/(mg·kg ⁻¹)	无机氮(N _{min})增加量 Increase of N _{min}		气态 N 损失量 Gaseous N loss	
		Increase of NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	Increase of NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)	NH ₃ -N losses/ (mg·kg ⁻¹)	N ₂ O-N losses/ (mg·kg ⁻¹)
		LN	102.90a	1.94a	87.37b
AB	104.80a	1.48b	88.80a	4.89b	1.48a
Ur	103.20a	1.38c	89.16a	2.31c	1.00b

2.7 不同施肥处理的温室气体排放

为了更好地评价施用石灰氮的环境效应, 根据单位质量 NH₃、N₂O 的 GWP (分别为 CO₂ 的 3.86、

298 倍)^[37],将土壤 NH₃挥发、N₂O 排放均折算为 CO₂当量(GHG).各处理 NH₃和 N₂O 排放产生的温室气体如表 5 所示.各施肥处理产生的 GHG 为 676.9—1133.0 kgCO₂·hm⁻²,其中 N₂O 排放产生的 GHG 占总排放量的 91.1%—96.7%,NH₃挥发占 3.3%—8.9%.不同处理的温室气体排放(GHG)顺序依次为 AB>Ur>LN.

表 5 不同处理的温室气体排放

Table 5 Greenhouse gas emissions (CO₂-equivalent) of different treatments

处理 Treatments	GHG-NH ₃ / (kgCO ₂ ·hm ⁻²)	GHG-N ₂ O/ (kgCO ₂ ·hm ⁻²)	Total GHG/ (kgCO ₂ ·hm ⁻²)
LN	60.1a	616.9c	676.9c
AB	54.3b	1078.8a	1133.0a
Ur	27.2c	801.6b	828.8b

3 结论 (Conclusion)

本研究表明,石灰氮的 N₂O 和 NH₃排放特征与碳酸氢铵、尿素存在明显差异:石灰氮处理存在两个 N₂O 排放峰,N₂O 排放速率与土壤氮素含量无显著相关,而碳酸氢铵和尿素处理存在一个 N₂O 排放峰,N₂O 排放速率与土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量显著相关.石灰氮和尿素处理 NH₃排放表现为先增加后降低,而碳酸氢铵处理呈现出逐渐降低的特征.石灰氮处理土壤 NH₄⁺-N 含量显著高于其他处理,NO₃⁻-N 增加速率却显著滞后.整体看来,施用石灰氮显著降低了 N₂O 排放、提高了 NH₃挥发,但其 GHG 排放显著低于尿素和碳酸氢铵.

参考文献 (References)

- [1] GU B, JU X, CHANG J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2015, 112(28): 8792-8797.
- [2] ZHOU F, SHANG Z, CIAIS P, et al. A new high-resolution N₂O emission inventory for China in 2008 [J]. Environmental Science and Technology, 2014, 48(15): 8538-8547.
- [3] BATTYE W, ANEJA V P, ROELLE P A, et al. Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories [J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(27): 3873-3883.
- [4] DAN M, ZHUANG G S, LI X X, et al. The characteristics of carbonaceous species and their sources in PM_{2.5} in Beijing [J]. Atmospheric Environment, 2004, 38(21): 3443-3452.
- [5] DELGADO J A, MOSIER A R. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emissions and urea nitrogen loss and their effect on methane flux [J]. Journal of Environmental Quality, 1996, 25: 1105-1111.
- [6] ZHANG M, YAO Y L, TIAN Y H, et al. Increasing yield and N use efficiency with organic fertilizer in Chinese intensive rice cropping systems [J]. Field Crops Research, 2018, 227: 102-109.
- [7] 杨羚, 廖文华, 高志岭, 等. 不同饲料轮作模式生物质、粗蛋白生产潜力和氨排放研究 [J]. 水土保持学报, 2018, 32(2): 312-320.
YANG L, LIAO W H, GAO Z L, et al. Production potentials of biomass and crude protein, and ammonia volatilizations under different forage-crop rotations [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2018, 32(2): 312-320 (in Chinese).
- [8] 曹文超, 宋贺, 陈吉吉, 等. 水分和有机肥投入对设施菜田土壤 N₂O、N₂ 和 CO₂ 排放及产物比的影响 [J]. 土壤通报, 2018, 49(2): 469-477.
CAO W C, SONG H, CHEN J J, et al. Effects of manure application and irrigation on N₂O, N₂ and CO₂ production and emission from a greenhouse vegetable soil [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2018, 49(2): 469-477 (in Chinese).
- [9] 山楠, 韩圣慧, 刘继培, 等. 不同肥料施用对设施菠菜地 NH₃挥发和 N₂O 排放的影响 [J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4705-4716.
SHAN N, HAN S H, LIU J P, et al. Emission of NH₃ and N₂O from spinach field treated with different fertilizers [J]. Environmental Chemistry, 2018, 39(10): 4705-4716 (in Chinese).
- [10] ZHANG T, LIU H, LUO J, et al. Long-term manure application increased greenhouse gas emissions but had no effect on ammonia volatilization in a Northern China upland field [J]. Science of the Total Environment, 2018, 633: 230-239.
- [11] LAM S K, SUTER H, DAVIES R, et al. Direct and indirect greenhouse gas emissions from two intensive vegetable farms applied with a nitrification inhibitor [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2017, 116: 48-51.
- [12] 王磊, 董树亭, 刘鹏, 等. 水氮互作对冬小麦田氨挥发损失和产量的影响 [J]. 应用生态学报, 2018, 29(6): 1919-1927.
WANG L, DONG S T, LIU P, et al. The interactive effects of water and nitrogen addition on ammonia volatilization loss and yield of winter wheat [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(6): 1919-1927 (in Chinese).
- [13] 李诗豪, 刘天奇, 马玉华, 等. 耕作方式与氮肥类型对稻田氨挥发、氮肥利用率和水稻产量的影响 [J]. 农业资源与环境学报, 2018, 35(5): 447-454.
LI S H, LIU T Q, MA Y H, et al. Effects of tillage practices and nitrogen sources on NH₃ volatilization, nitrogen use efficiency and yield in paddy fields in central China [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2018, 35(5): 447-454 (in Chinese).
- [14] 张学鹏, 宁堂原, 杨燕, 等. 不同浓度石灰氮对黄瓜连作土壤微生物生物量及酶活性的影响 [J]. 应用生态学报, 2015, 26(10): 3073-3082.

- ZHANG X P, NING T Y, YANG Y, et al. Effects of different application rates of calcium cyanamide on soil microbial biomass and enzyme activity in cucumber continuous cropping [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(10): 3073-3082 (in Chinese).
- [15] 皮荷杰, 曾清如, 蒋朝晖, 等. 两种硝化抑制剂对不同土壤中氮素转化的影响[J]. 水土保持学报, 2009, 23(1): 68-72.
PI H J, ZENG Q R, JIANG Z H, et al. Effects of nitrification inhibitors on transformation of urea in different soils [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2009, 23(1): 68-72 (in Chinese).
- [16] HIRONO Y, NONAKA K. Effects of application of lime nitrogen and dicyandiamide on nitrous oxide emissions from green tea fields [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2014, 60: 276-285.
- [17] YAMAMOTO A, AKIYAMA H, TAKUJI N, et al. Lime-nitrogen application affects nitrification, denitrification, and N_2O emission in an acidic tea soil [J]. Biology and Fertility of Soil, 2014, 50(1): 53-62.
- [18] YAMAMOTO A, AKIYAMA H, NAOKAWA T, et al. Effect of lime-nitrogen application on N_2O emission from an Andosol vegetable field [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2012, 58(2): 245-254.
- [19] 王琳, 尹兴, 王玮, 等. 碳输入及生化调控对设施菜田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(5): 416-424.
WANG L, YIN X, WANG W, et al. Effects of carbon addition and biochemical control on N_2O emission from facility vegetable soil [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2016, 33(5): 416-424 (in Chinese).
- [20] 吴娟, 王振领, 马东. 石灰氮对设施菜地土壤 N_2O 排放的影响[J]. 环境化学, 2017, 36(6): 1335-1342.
WU J, WANG Z L, MA D. Effect of lime-nitrogen on N_2O emission from greenhouse soil [J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(6): 1335-1342 (in Chinese).
- [21] BANERJEE B, PATHAK H, AGGARWAL P K, et al. Effects of dicyandiamide, farmyard manure and irrigation on crop yields and ammonia volatilization from an alluvial soil under a rice (*Oryza sativa* L.)-wheat (*Triticum aestivum* L.) cropping system [J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36: 207-214.
- [22] BLETSOS F A. Use of grafting and calcium cyanamide as alternatives to methyl bromide soil fumigation and effects on growth, yield quality and fusarium wilt control in melon [J]. Journal of Phytopathology, 2005, 153: 155-161.
- [23] 王小波, 卢树昌, 王瑞, 等. 设施菜地休闲期施用石灰氮对感染根结线虫芹菜生长的影响[J]. 北方园艺, 2011, 13: 130-132.
WANG X B, LU S C, WANG R, et al. Effect of calcium cyanamid on celery growth infected by root-knot nematode in fallow in greenhouse [J]. Northern Horticulture, 2011, 13: 130-132 (in Chinese).
- [24] 朱炳良, 马军伟, 叶雪珠, 等. 石灰氮的土壤改良作用及对蔬菜的施用效果研究[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2001, 27(3): 339-342.
ZHU B L, MA J W, YE X Z, et al. Effects of lime-nitrogen on soil ameliorate and vegetables production [J]. Journal of Zhejiang University (Agric. & Life Sci.), 2001, 27(3): 339-342 (in Chinese).
- [25] 侯茂林. 添加石灰氮和有机物进行太阳能加热对温室土壤根结线虫和黄瓜的影响[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(1): 75-79.
HOU M L. Effect of soil solarization with calcium cyanamid and organic manure amendments on greenhouse root-knot nematodes and cucumber plants [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2008, 16(1): 75-79 (in Chinese).
- [26] NICO A I, JIMENEZ-DIAZ R M, CASTILLO P. Control of root-knot nematodes by composted agro-industrial wastes in potting mixtures [J]. Crop Protection, 2004, 23(7): 581-587.
- [27] 卢树昌, 王小波, 刘慧芹, 等. 设施菜地休闲期施用石灰氮防控根结线虫对土壤 pH 及微生物量的影响[J]. 中国农学通报, 2011, 27(22): 258-262.
LU S C, WANG X B, LIU H Q, et al. Effect of application of calcium cyanamid on soil pH and microbial biomass in vegetable greenhouse infected by root-knot nematode in fallow season [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2011, 27(22): 258-262 (in Chinese).
- [28] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定-通气法[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(2): 205-209.
WANG Z H, LIU X J, JU X T, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2002, 8(2): 205-209 (in Chinese).
- [29] 李志安, 邹碧, 曹裕松, 等. 地面氧化亚氮排放静态箱测定技术[J]. 土壤与环境, 2002, 11(4): 413-416.
LI Z A, ZOU B, CAO Y S, et al. Technique of static chamber in determining nitrous oxide emission from land surface [J]. Soil and Environmental Sciences, 2002, 11(4): 413-416 (in Chinese).
- [30] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社. 2000.
BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis (third edition) [M]. Beijing: China agricultural press. 2000 (in Chinese).
- [31] 山楠, 毕晓庆, 杜连凤, 等. 基施氮肥对麦田冬前氨挥发损失的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2013, 6: 47-51.
SHAN N, BI X Q, DU L F, et al. Effect of basal nitrogen fertilization on cornfield ammonia volatilization loss ahead of winter in-site conditions [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2013, 6: 47-51 (in Chinese).
- [32] 王淳, 周卫, 李祖章, 等. 不同施氮量下双季稻连作体系土壤氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(2): 349-358.
WANG C, ZHOU W, LI Z Z, et al. Effects of different nitrogen application rates on ammonia volatilization from paddy fields under double-harvest rice system [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2012, 18(2): 349-358 (in Chinese).
- [33] 宋梓璇, 李虎, 李建政, 等. 控释肥对东北春玉米产量和土壤氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(10): 2342-2349.
SONG Z X, LI H, LI J Z, et al. Effect of controlled-release fertilizer on the yield and soil ammonia volatilization of spring maize in northeast China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(10): 2342-2349 (in Chinese).
- [34] 张琳, 孙卓玲, 马理, 等. 不同水氮条件下双氰胺(DCD)对温室黄瓜土壤氮素损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(1): 128-137.
ZHANG L, SUN Z L, MA L, et al. Effects of dicyandiamide on nitrogen loss from cucumber planting soil in intensive greenhouse under different irrigation and nitrogen conditions [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2015, 21(1): 128-137 (in Chinese).
- [35] 曹兵, 贺发云, 徐秋明, 等. 南京郊区番茄地中氮肥的气态氮损失[J]. 土壤学报, 2006, 43(1): 62-68.
CAO B, HE F Y, XU Q M, et al. Gaseous losses from N fertilizers applied to a tomato field in Nanjing suburbs [J]. Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(1): 62-68 (in Chinese).
- [36] DAS P, SA J H, KIM K H, et al. Effect of fertilizer application on ammonia emission and concentration levels of ammonium, nitrate, and nitrite ions in a rice field [J]. Environmental Monitoring Assessment, 2008, 154(1/4): 275-282.
- [37] JIANG T, MA X G, TANG Q, et al. Combined use of nitrification inhibitor and struvite crystallization to reduce the NH_3 and N_2O emissions during composting [J]. Bioresource Technology, 2016 (217): 210-218.