生化抑制剂组合对黄泥田土壤氨挥发及累积特性的影响

周 旋[1,2,3] 吴良欢[1,2*] 董春华[3]

([1]教育部环境修复与生态健康重点实验室/浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058; [2] 浙江省农业资源与环境重点实验室/浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058; [3] 湖南省土壤肥料研究所, 长沙 410125)

摘 要 采用室内培养方法,通过不同剂量和配比试验,研究脲酶抑制剂 N-丁基硫代磷酰三胺(NBPT)、硝化抑制剂 2-氯-6-(三氯甲基)吡啶(CP)及其两者组合对黄泥田土壤氨(NH_3)挥发速率、累积特征及动力学特性的影响。结果表明:尿素施用于黄泥田土壤后 3 天 NH_3 挥发速率逐渐到达峰值,随后下降趋于平稳;与单施尿素处理相比,不同剂量 CP 处理会加剧土壤中 NH_3 挥发,增加 NH_3 挥发速率峰值 10.9%;不同剂量 NBPT 处理延缓土壤中 NH_3 挥发出峰时间,显著降低 NH_3 挥发速率峰值 35.0%;培养第 24 天,NBPT 处理土壤 NH_3 挥发累积量较单施尿素处理降低 37.2%,而 CP 处理增加 2.1%;NBPT 抑制黄泥田土壤 NH_3 挥发效果显著;与仅添加 CP 处理相比,两者组合表现出有效地对 NH_3 挥发损失的协同抑制效应;NBPT+CP 组合可以有效延缓施肥初期尿素水解,从而减少 NH_3 挥发损失;土壤 NH_3 挥发累积量(第 24 天)较单施尿素处理降低 14.2%,而随着 CP 剂量的增加,损失量增大;NH_3 挥发累积量随时间(t)变化的动力学特性可用 Elovich 方程($q_t=a+b\ln t$)进行定量描述,且拟合值显著相关;其中,CP 处理增加斜率 b 值,且随着剂量的增加而增大;NBPT 处理降低斜率 b 值,且随着剂量的增加而减小;NBPT+CP 组合可以有效降低斜率 b 值。相关性分析表明,黄泥田土壤中 NH_3 挥发速率与 pH 值呈显著正相关。总体认为,在黄泥田土壤中施用 NBPT,或与 CP 配施可以显著减少土壤 NH_3 挥发损失量,降低土壤氮素损失,提高肥料利用率。

关键词 脲酶抑制剂; 硝化抑制剂; N-丁基硫代磷酰三胺(NBPT); 2-氯-6-(三氯甲基)吡啶(CP)

Effects of combined biochemical inhibitors on ammonia volatilization and cumulation in yellow clayey soil. ZHOU Xuan[1,2,3], WU Liang-huan[1,2*], DONG Chun-hua[3] ([1] *Key Laboratory of Environmental Remediation and Ecosystem Health, Ministry of Education/College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*; [2] *Zhejiang Provincial Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment/College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*; [3] *Soil and Fertilizer Institute of Hunan Province, Changsha* 410125, *China*).

Abstract: We investigated the effects of urease inhibitor *N*-(*n*-butyl) thiophosphoric triamide (NBPT), nitrification inhibitor 2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine (CP), and their combined application on NH_3 volatilization rate, NH_3 accumulation and dynamics of yellow clayey soil in an incubation experiment. Results showed that NH_3 volatilization rate peaked after three days of urea application and then leveled off. CP treatments with different application doses promoted soil NH_3 volatilization and increased the peak value of NH_3 volatilization rate by 10.9%. NBPT treat-

"十二五"国家科技支撑计划"长江中下游水旱轮作区高效施肥技术研究与示范"(2015BAD23B03)、苕溪流域农村污染治理技术集成与规模化工程示范(2014ZX07101-012)、国家重点基础研究发展计划项目(2015CB150502)、浙江省"三农六方"科研协作计划项目和浙江大学—浙江奥复托化工有限公司合作项目资助。

收稿日期: 2017-07-11 接受日期: 2018-01-17

*通讯作者 E-mail: finm@zju.edu.cn

ments with different application doses delayed the peak time of soil NH_3 volatilization and significantly reduced the peak value of NH_3 volatilization rate by 35.0%. NBPT significantly inhibited soil NH_3 volatilization. On the 24th day after incubation, soil NH_3 volatilization amount was reduced by 37.2% in NBPT treatments as compared with urea treatment, while it was increased by 2.1% in CP treatments. Compared with application of CP alone, combined application of CP with NBPT showed synergistic inhibition effect on NH_3 loss. NBPT+CP treatments effectively delayed urea hydrolysis in early time, and thus reduced NH_3 loss by 14.2% (day 24) as compared with urea treatment. However, NH_3 volatilization increased with the increases of CP dose. Furthermore, the dynamics of the cumulative amount of NH_3 volatilization could be quantitatively described by Elovich equation ($q_t = a + b\ln t$). Additionally, CP treatments increased the slope b value, which increased with the increasing dose. NBPT treatments reduced the slope b value, which decreased with the increasing dose. NBPT+CP treatments reduced the slope b value. Soil NH_3 volatilization rate was significantly positively correlated with soil pH. In conclusion, application of NBPT or combined with CP could significantly reduce soil NH_3 volatilization rate and soil N loss, and thus improve fertilizer utilization in yellow clayey soil.

Key words: urease inhibitor; nitrification inhibitor; *N*-(*n*-butyl) thiophosphoric triamide (NBPT); 2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine (CP).

中国是世界上氮肥施用量最多(约30%)的国家。其中,稻田氮肥用量占中国氮肥总消费量的24%左右,主要是尿素(彭少兵等,2002),而氮肥当季利用率仅为30%~35%(朱兆良等,2010)。氨(NH_3)挥发是尿素施入土壤后的主要损失途径之一(彭少兵等,2002;Zhang *et al.*,2011),平均NH_3挥发损失率为20%~25%,撒施尿素可高达50%(Rochette *et al.*,2009)。大气中NH_3浓度升高将导致沉降至地表的活性氮增多,从而引发诸如水体富营养化、土壤酸化等一系列问题(Wah *et al.*,1998)。因此,如何科学合理地控制农田土壤的NH_3挥发,提高氮肥利用率,减轻其产生的环境污染备受关注(李菊梅等,2008)。

从氮肥施用后在土壤中生物化学转化过程的角度,通过施用硝化抑制剂调控氮素转化,是实现氮素高效利用并减缓氮肥污染的有效措施(孙志梅等,2008)。硝化抑制剂与氮肥配合施用能抑制硝化细菌活性,使施入土壤中的氮较长时间以NH_4^+-N形态存在,供作物吸收利用(俞巧钢等,2011;张怡等,2013)。然而,单独添加硝化抑制剂如双氰胺(DCD)等抑制土壤的硝化作用,增加耕层土壤中NH_4^+-N浓度,在有效降低土壤NO_3^--N浓度的同时,可能会增加土壤中NH_3挥发损失(张惠等,2015)。孙海军等(2015)通过田间微区^{15}N标记试验发现,不同施氮水平下施用硝化抑制剂2-氯-6-(三氯甲基)吡啶(CP)会增加54.7%~110.6%的NH_3挥发排放。施用脲酶抑制剂N-丁基硫代磷酰三胺(NBPT)能通过抑制土壤脲酶活性来延缓尿素氮水解及NH_4^+-N的产生,从而有效减少土壤NH_3挥发损失(Gill *et al.*,1999;周旋等,2015);但由于NBPT作用时间较短,对尿素N转化为NH_3以后的行为影响较少(徐星凯等,2001;Alberto *et al.*,2008)。相关研究发现,尿素施用时添加NBPT和DCD对减少NH_3挥发和NO_3^-淋溶损失有显著作用(徐星凯等,2001;Di *et al.*,2004,2005;傅丽等,2010)。

目前,国内外对于NBPT和CP二者的配施研究多集中在对尿素水解及N素转化影响的方面(周旋等,2015),抑制效果及协同效应存在争议,且对NH_3挥发影响及动力学特征的研究鲜有报道。同时,土壤NH_3挥发损失大小主要与土壤pH、温度、风速及淹灌水NH_4^+-N浓度等有关(彭玉净等,2012)。本文以南方主要中低产黄泥田水稻土为对象,采用室内恒温模拟试验,对土壤NH_3挥发进行定期监测,研究脲酶抑制剂NBPT、硝化抑制剂CP及其两者组合与尿素配合施用后土壤NH_3挥发速率、累积损失量的动态变化,及其动力学特性差异,探明其对黄泥田土壤NH_3挥发损失的作用效果及协同效应,为进一步研究降低黄泥田土壤氮素损失和提高尿素有效利用率提供科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为黄泥田水稻土,于2013年10月采

自浙江省金华市婺城区琅琊镇金朱村(29°01′19″N,119°27′96″E)的0~20 cm稻田耕层土壤。土样采回后风干,剔除杂物及根茬,过2 mm筛备用。供试土壤基本理化性质为pH 5.2,有机质和全氮分别为26.2 g·kg^{-1}和1.3 g·kg^{-1},碱解氮、NH_4^+-N、NO_3^--N、有效磷和速效钾分别为132.3、53.4、17.8、4.4和79.0 mg·kg^{-1}。供试尿素含N 46%为分析纯,由国药集团化学试剂有限公司生产;N-丁基硫代磷酰三胺(NBPT)和2-氯-6-(三氯甲基)吡啶(CP)24%乳油剂型为分析纯,由浙江奥复托化工有限公司生产。

1.2　试验设计

试验前先将土壤含水量调节至田间最大持水量的60%左右,然后放置于恒温培养箱中25 ℃培养7 d,以恢复土壤的生物活性。预培养结束后,以尿素(U)为氮源,黄泥田土壤为供试土壤,开展以下试验。

①剂量试验:设置8个处理:(1) CK;(2) U;(3) U+0.25% NBPT;(4) U+0.50% NBPT;(5) U+1.00% NBPT;(6) U+0.15% CP;(7) U+0.30% CP;(8) U+0.60% CP。各处理中NBPT或CP用量以尿素氮量的百分数计,重复3次。

②配比试验:设置9个处理:(1) U;(2) U+0.25% NBPT;(3) U+0.50% NBPT;(4) U+0.15% CP;(5) U+0.30% CP;(6) U+0.25% NBPT+0.15% CP;(7) U+0.25% NBPT+0.30% CP;(8) U+0.50% NBPT+0.15% CP;(9) U+0.50% NBPT+0.30% CP。各处理中NBPT或CP用量以尿素N量的百分数计,重复3次。

1.3　试验方法

采用塑料瓶盛土,每瓶装干土300 g,尿素用量为300 mg N·kg^{-1}干土。试验时将尿素和生化抑制剂按上述比例加入培养瓶中与土壤混匀,并加蒸馏水使土壤田间最大持水量达到60%,于25 ℃培养箱中黑暗条件恒温、恒湿培养,定期补充水分。于2014年6月26日(9月16日)开始培养,到2014年9月6日(11月26日)培养结束。

在每个塑料瓶内分别放入内盛10 mL的3%硼酸混合指示剂溶液的培养皿,用于吸收土壤释放的气态NH_3。在培养第1、3、6、9、12、15、18、24天取样。重复3次,用硫酸标准液进行滴定,计算出NH_3挥发量(张惠等,2011)。

NH_3挥发速率计算方法(张晴雯等,2010)如下:

NH_3挥发速率(mg N·d^{-1})=[$(V-V_0)\times C\times 14$]/d

式中:V为样品滴定消耗硫酸标液的量,单位为mL;V_0为空白滴定消耗硫酸标液的量,单位为mL;C为硫酸标液的浓度,0.005 mol·L^{-1};d为测定天数。

1.4　动力学模拟

将不同培养时段测定的NH_3挥发量,采用Elovich方程($q_t=a+b\ln t$)进行NH_3挥发累积量的动力学模拟研究,以期定量描述不同处理的NH_3挥发损失过程。

1.5　数据分析

采用Excel 2003和SPSS 17.0统计分析软件对试验数据进行统计分析,处理间差异显著性比较采用邓肯氏新复极差检验法。

2　结果与分析

2.1　NH_3挥发动态变化

2.1.1　土壤NH_3挥发速率　由图1和图2可知,添加尿素处理土壤NH_3挥发速率变化趋势表现一致,随着培养时间的延长,先升高后下降,最后趋于平稳,均于第3天开始逐渐达到峰值。培养前期,处理间NH_3挥发速率差异显著,CK处理NH_3挥发速率较添加尿素处理平稳,无较大波动(图1)。培养第3天,不同剂量NBPT处理延缓NH_3挥发出峰时间,较单施尿素处理显著降低NH_3挥发速率峰值,平均达35.0%,峰值大小表现为NBPT 0.25%>NBPT 0.5%>NBPT 1.0%;不同剂量CP处理加剧土壤中NH_3的挥发损失,增加NH_3挥发速率峰值,平均达10.9%,峰值大小表现为CP 0.6%>CP 0.15%>CP 0.3%。

NBPT+CP组合在施肥初期有效抑制尿素水解,降低NH_3挥发速率(图2),较单施尿素处理降低NH_3挥发速率峰值,平均达7.4%,且减缓NH_3挥发持续作用时间。随着CP剂量的增加,峰值增大,持续时间相应延长。说明与仅添加CP处理相比,在黄泥田土壤中两者组合表现出对NH_3挥发速率的协同抑制效果。

2.1.2　土壤NH_3挥发累积量　由图3和图4可知,尿素在黄泥田土壤中NH_3挥发过程可分为快速挥发和慢速挥发2个阶段,与砖红壤相似(罗微等,2005)。添加尿素处理在土壤中NH_3挥发累积量均表现为随着培养时间的延长而增加,最后趋于稳定。比较各处理不同培养阶段NH_3挥发累积量,培养前9天NH_3挥发累积量急剧上升;随后,处理间差异逐渐明显。CK处理NH_3挥发累积量较添加尿素处理

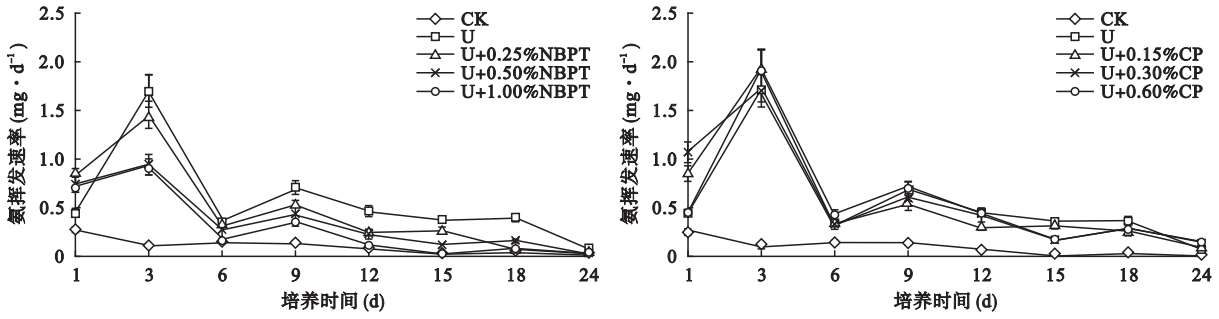


图 1 不同剂量处理下土壤 NH_3 挥发速率的动态变化

Fig.1 Changes of soil NH_3 volatilization rate under different dose treatments

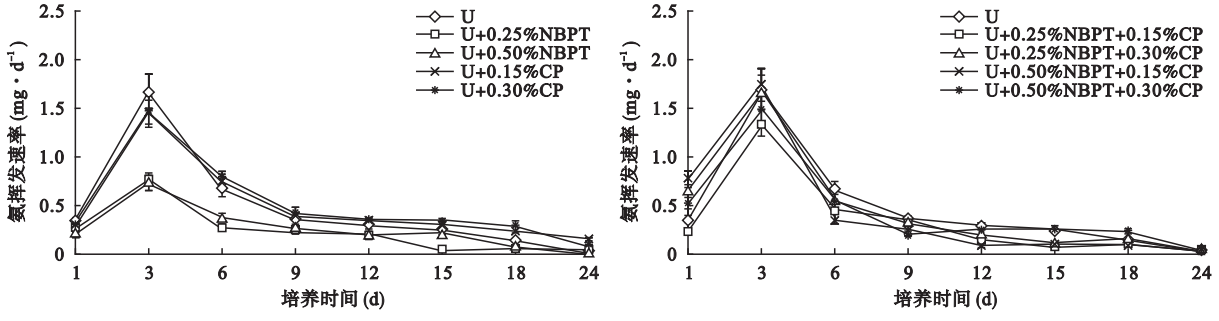


图 2 不同配比处理下土壤 NH_3 挥发速率的动态变化

Fig.2 Changes of soil NH_3 volatilization rate under different ratio treatments

表现平缓,无较大波动(图 3)。培养第 24 天,不同剂量 CP 处理 NH_3 挥发累积量介于 34.8%~36.0%,较单施尿素处理平均提高 2.1%,大小表现为 CP 0.3%>CP 0.6%>CP 0.15%。不同剂量 NBPT 处理 NH_3 挥发累积量介于 17.1%~27.2%,较单施尿素处理平均显著降低 37.2%,大小表现为 NBPT 0.25%>NBPT 0.5%>NBPT 1.0%。

NBPT+CP 组合土壤 NH_3 挥发累积量(第 24 天)介于 22.1%~29.4%,较单施尿素处理平均降低 14.2%,且随着 CP 剂量的增加,NH_3 挥发损失量增大(图 4)。说明与仅添加 CP 处理相比,在黄泥田土壤中两者组合表现出对 NH_3 挥发累积量的协同抑制效果。

2.2 土壤 NH_3 挥发动力学特性

由表 1 和表 2 可知,将不同处理黄泥田土壤中 NH_3 挥发累积量的时间变化分别用 Elovich 方程($q_t = a + b\ln t$)进行拟合,所得拟合度较高($R^2_{剂量试验}$ = 0.95**~0.99**;$R^2_{配比试验}$ = 0.96**~1.00**)。Elovich方程中参数因抑制剂处理的不同而存在差异。式中:t 为培养时间;参数 b 为斜率,可用来表征不同处理的 NH_3 挥发速率。比较 b 值发现(表 1),CP 处理增加斜率 b 值,且随着剂量的增加而增加,说明添加 CP 会加剧土壤中 NH_3 挥发损失;NBPT 处理降低斜率b值,且随着剂量的增加而减少,说明添加

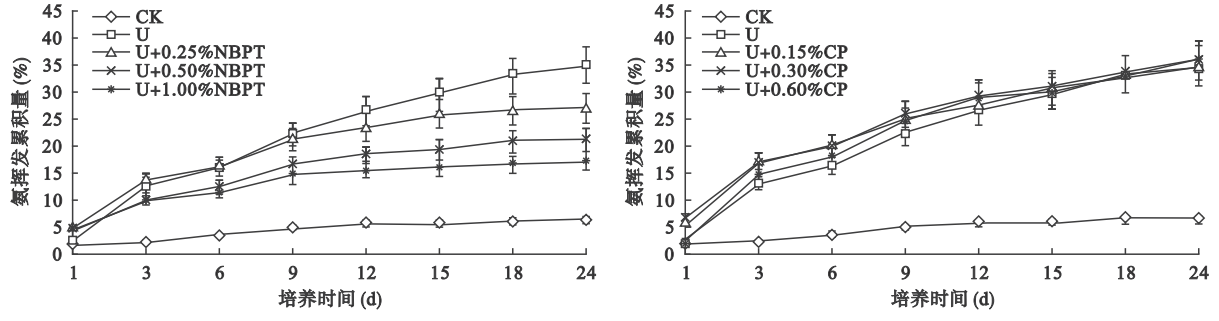


图 3 不同剂量处理下土壤 NH_3 累积挥发量的动态变化

Fig.3 Changes of soil NH_3 volatilization amount under different dose treatments

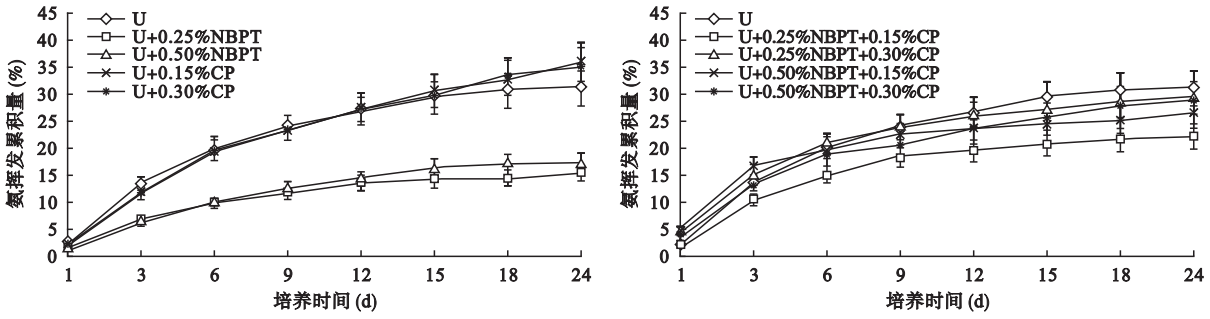


图 4　不同配比处理下土壤 NH_3 累积挥发量的动态变化
Fig.4　Changes of soil NH_3 volatilization amount under different ratio treatments

NBPT 可减缓土壤中 NH_3 挥发损失。培养第 12 天,不同剂量 CP 处理 NH_3 挥发累积量拟合值介于 28.0%~29.0%;不同剂量 NBPT 处理 NH_3 挥发累积量拟合值介于 15.0%~23.1%。

NBPT+CP 组合有效降低斜率 b 值(表 2)。NBPT+CP组合土壤 NH_3 挥发累积量拟合值(12 d)介于 19.0%~25.4%,而 CP 处理介于 27.5%~27.9%,NBPT 处理介于 12.9%~14.3%。说明与仅添加 CP 处理相比,在黄泥田土壤中两者组合表现出对 NH_3 挥发动力学斜率 b 值的协同抑制效果。

表 1　不同剂量处理下土壤 NH_3 挥发的动力学参数
Table 1　Kinetic parameters of soil NH_3 volatilization under different dose treatments

处理	Elovich 方程 $q_t=a+b\ln t$				预测值(%)		
	a	b	R^2	SE	3 d	6 d	12 d
CK	1.11	1.67	0.95**	0.45	2.94	4.09	5.25
U	1.07	10.34	0.97**	2.02	12.43	19.60	26.77
U+0.25% NBPT	4.93	7.30	0.99**	0.98	12.94	18.00	23.06
U+0.50% NBPT	3.98	5.57	0.99**	0.77	10.10	13.97	17.83
U+1.00% NBPT	4.80	4.09	0.98**	0.64	9.30	12.13	14.97
U+0.15% CP	5.24	9.23	0.99**	1.06	15.38	21.78	28.17
U+0.30% CP	5.90	9.29	0.99**	1.24	16.11	22.55	28.99
U+0.60% CP	2.17	10.40	0.99**	1.19	13.59	20.80	28.01

$n=8$;** 表示极显著相关,SE 为标准误差。

2.3　土壤 pH 值动态变化

由表 3 和表 4 可知,添加尿素处理土壤 pH 值变化趋势总体表现一致,随着培养时间的延长,先升高后下降,最后趋于稳定。CK 处理 pH 值较添加尿素处理表现下降幅度小,无较大波动(表 3)。CP 处理增加土壤中 NH_4^+ 含量(周旋等,2015),培养期间显著提高土壤 pH 值;NBPT 处理可延缓土壤 pH 值的出峰时间,其后变化趋势与单施尿素处理一致,培养期间 pH 值显著降低。培养第 6 天,不同剂量 NBPT处理较不同剂量 CP 处理显著降低土壤 pH 值,平均达 7.8%。

NBPT+CP 组合有效缓解培养前期土壤 pH 值的升高及培养后期的下降(表 4),pH 值较 CP 处理(第 6 天)降幅达 8.6%;较 NBPT 处理(第 24 天)升幅达 21.4%。说明与仅添加 NBPT 或 CP 处理相比,在黄泥田土壤中两者组合表现出对土壤 pH 值的协同抑制效果。相关性分析表明,黄泥田土壤中 NH_3 挥发速率与 pH 值变化呈显著正相关(第 6 天:$r_{剂量试验}=0.740^*$;$r_{配比试验}=0.855^{**}$),即土壤 pH 越高,NH_3 挥发损失越大。

表 2　不同配比处理下土壤 NH_3 挥发的动力学参数
Table 2　Kinetic parameters of soil NH_3 volatilization under different ratio treatments

处理	Elovich 方程 $q_t=a+b\ln t$				预测值(%)		
	a	b	R^2	SE	3 d	6 d	12 d
U	2.92	9.46	0.99**	0.95	13.31	19.87	26.43
U+0.25% NBPT	1.80	4.48	0.99**	0.40	6.71	9.82	12.92
U+0.50% NBPT	0.76	5.46	0.99**	0.71	6.76	10.54	14.33
U+0.15% CP	1.09	10.79	1.00**	0.78	12.94	20.42	27.90
U+0.30% CP	1.07	10.65	0.99**	1.06	12.77	20.16	27.54
U+0.25% NBPT+0.15% CP	2.66	6.59	0.98**	0.97	9.90	14.46	19.03
U+0.25% NBPT+0.30% CP	5.60	7.99	0.99**	1.05	14.37	19.91	25.44
U+0.50% NBPT+0.15% CP	7.33	6.45	0.96**	1.59	14.42	18.89	23.37
U+0.50% NBPT+0.30% CP	3.90	7.97	0.99**	0.73	12.66	18.18	23.70

$n=8$;** 表示极显著相关,SE 为标准误差。

表 3 不同剂量处理下土壤 pH 值动态变化
Table 3 Changes of soil pH under different dose treatments

处理	pH				
	1 d	6 d	12 d	18 d	24 d
CK	5.24 b	4.52 f	4.08 f	3.85 c	4.03 d
U	6.49 a	5.50 d	4.40 d	3.92 c	3.93 e
U+0.25% NBPT	5.75 b	5.34 e	4.24 e	3.81 c	3.87 f
U+0.50% NBPT	5.49 b	5.38 e	4.23 e	3.83 c	3.91 e
U+1.00% NBPT	5.62 b	5.65 c	4.47 c	3.88 c	3.92 e
U+0.15% CP	6.46 a	5.86 b	5.65 b	5.53 b	5.62 c
U+0.30% CP	6.37 a	5.92 ab	5.72 a	5.66 a	5.68 b
U+0.60% CP	6.41 a	5.97 a	5.74 a	5.67 a	5.90 a

表 4 不同配比处理下土壤 pH 值动态变化
Table 4 Changes of soil pH under different ratio treatments

处理	pH				
	1 d	6 d	12 d	18 d	24 d
U	6.49 a	6.27 a	6.05 cd	5.45 b	4.84 c
U+0.25% NBPT	5.75 c	5.90 ab	6.09 c	5.57 b	5.05 c
U+0.50% NBPT	5.49 e	5.75 ab	6.03 cd	5.47 b	4.91 c
U+0.15% CP	6.46 a	6.32 a	6.20 ab	6.16 a	6.13 a
U+0.30% CP	6.37 b	6.30 a	6.23 a	6.22 a	6.21 a
U+0.25% NBPT+0.15% CP	5.55 de	5.89 ab	6.22 a	6.18 a	6.15 a
U+0.25% NBPT+0.30% CP	5.56 d	5.83 ab	6.11 bc	6.11 a	6.10 a
U+0.50% NBPT+0.15% CP	5.23 g	5.61 b	5.99 d	5.86 ab	5.74 b
U+0.50% NBPT+0.30% CP	5.32 f	5.74 ab	6.12 bc	6.15 a	6.19 a

3 讨 论

本研究中,尿素施用于黄泥田土壤 3 天后,土壤 NH_3 挥发速率开始逐渐到达峰值,随后趋于平稳,与张惠等(2011)研究结果一致。主要是由于尿素施入土壤以后,在短时间内 pH 会上升,然后迅速下降,其水解产物 NH_4^+ 除了部分被作物吸收、被土壤吸附外,还会转化为 NO_3^-,其余则因为土壤 pH 的上升以 NH_3 的形式挥发(魏玉云等,2006)。

蒋朝晖等(2009)研究发现,缓释尿素中添加硝化抑制剂 DCD 能抑制硝化反应,但 pH 值下降缓慢,而 NH_3 挥发量大。皮荷杰等(2009)研究发现,DCD 处理较对照土壤中 NH_3 挥发总量分别增加 523.0%(晋城菜园土)、575.8%(北京菜园土)。本研究中,不同剂量 CP 处理增加 NH_3 挥发速率峰值,延长 NH_3 挥发持续时间,加剧土壤中 NH_3 挥发损失;CP 处理土壤 NH_3 挥发累积量(第 24 天)较单施尿素处理增加 2.1%,与上述研究结果一致。添加脲酶抑制剂 NBPT 能延缓尿素水解,降低土壤 NH_4^+-N 浓度,从而减少土壤 NH_3 挥发量(Rawluk *et al.*, 2001; Thompson *et al.*, 2004; 杜建军等, 2007; Saggar *et al.*, 2013; 张文学等, 2013)。本研究中,不同剂量 NBPT 处理显著降低 NH_3 挥发速率峰值,有效减缓 NH_3 挥发持续时间,减少土壤中 NH_3 挥发损失;NBPT处理土壤 NH_3 挥发累积量(第 24 天)较单施尿素处理显著降低 37.2%,与上述研究结果一致。

相关研究表明,两种抑制剂配合施用可以有效抑制土壤脲酶活性,延缓尿素水解,显著抑制土壤中 NH_4^+-N 的氧化作用,能较长时间保持较高的 NH_4^+-N 含量,且能降低 NO_3^- 淋溶及反硝化损失潜在的可能性(陈振华等,2005)。张文学等(2013)研究发现,添加 NBPT 与 DMPP 组合可以显著减少稻田 NH_3 挥发损失。本研究中,NBPT+CP 组合可以有效降低施肥初期的 NH_3 挥发速率,从而减少 NH_3 挥发损失;土壤 NH_3 挥发累积量(第 24 天)较单施尿素处理降低 14.2%,与上述研究结果一致。

罗微等(2005)研究认为,各种氮肥品种的 NH_3 累计挥发量随时间的变化关系均可用动力学方程 $q_t = a + b\ln t$ 来表示(周亮等,2014)。胡小凤等(2010)研究发现,非包膜缓释复合肥的 NH_3 累积挥发量随施肥水平的增加而增大,其动力学特性可用一级动力学方程、Elovich 方程和抛物线扩散方程定量描述。根据这些模型可在给定时间内预测缓释复合肥的 NH_3 挥发量。本研究表明,NH_3 挥发累积量随时间(t)变化的动力学特性可用 Elovich 方程($q_t = a + b\ln t$)进行定量描述,且拟合值显著相关。其中,CP 处理增加斜率 b 值,且随着剂量的增加而增大;NBPT处理降低斜率 b 值,且随着剂量的增加而减小;NBPT+CP 处理可以有效降低斜率 b 值。

影响 NH_3 挥发的因素很多,如土壤性质、气候因素、施用方法等,其中土壤的组分、pH 值、含水量等性质都会影响尿素的水解,引起溶液中 NH_4^+ 浓度变化,进而导致 NH_3 挥发损失(魏玉云等,2006)。土壤 pH 对尿素的水解影响较大,在 pH 为 5.5~9.5 的范围内,尿素水解随着 pH 升高而增强,NH_3 挥发的潜力增大(俞巧钢等,2009)。皮荷杰等(2009)研究认为,添加硝化抑制剂后 NH_3 挥发主要集中在土壤 pH 值偏高的菜地土壤。石灰性土壤 NH_3 挥发损失氮量占施氮量的 0.41%~40.0%;红壤 NH_3 挥发损失氮量占施氮量的 0.02%~14.8%(周静等,2008)。胡小凤等(2009)研究发现,随着土壤 pH 值升高,NH_3 挥发损失增加,且石灰性紫色土>中性紫色土>酸性紫色土。相关性分析表明,黄泥田土壤

中不同处理 NH_3 挥发速率与 pH 值变化呈显著正相关,即土壤 pH 越高,NH_3 挥发损失越大。

目前中国黄泥田水稻生产中大多采用常规尿素,氮肥利用率较低(周旋等,2017)。土壤多为酸性至弱酸性,是黄泥田的主要特征之一(张宣,2014)。Kim 等(2012)总结认为,硝化抑制剂使 NH_3 挥发损失显著增加,主要取决于土壤理化性状,比如土壤 pH 和 CEC。魏玉云等(2006)研究发现,不同母质砖红壤的 pH 值对 NH_3 挥发量均有影响,尿素 NH_3 挥发损失率大小表现为:滨海沙土(17.4%)>浅海沉积物(11.3%)>紫色砂页岩(10.3%)>变质岩(6.0%)>花岗岩(3.1%)>玄武岩(1.3%)。俞巧钢等(2009)研究发现,尿素+DMPP 的 NH_3 挥发损失受土壤理化性质影响很大,在肥力高的碱性土壤中 NH_3 挥发损失严重,而在酸性红壤和阳离子交换量高的青紫泥中挥发损失量较低。本研究表明,偏酸性的黄泥田土壤中添加 NBPT 或与 CP 配施均能不同程度地降低 NH_3 挥发速率,减少累积损失,从而减轻尿素施用对农田大气及水环境的间接污染。然而,目前的试验研究结果是在室内恒温的模拟培养,没有作物吸收氮素养分的前提下所得到的结论,其实际效果需要通过黄泥田田间试验进一步研究论证。

参考文献

陈振华, 陈利军, 武志杰. 2005. 脲酶-硝化抑制剂对减缓尿素转化产物氧化及淋溶的作用. 应用生态学报, **16**(2): 238-242.

杜建军, 毋永龙, 田吉林, 等. 2007. 控/缓释肥料减少氨挥发和氮淋溶的效果研究. 水土保持学报, **21**(2): 49-52.

傅　丽, 苏　壮, 石元亮, 等. 2010. 脲酶抑制剂(NBPT)与不同硝化抑制剂组合对土壤尿素氮转化的影响. 沈阳农业大学学报, **41**(3): 339-341.

胡小凤, 王正银, 孙倩倩, 等. 2009. 缓释复合肥料在不同 pH 值紫色土中氨挥发特性. 农业工程学报, **25**(6): 100-103.

胡小凤, 王正银, 游　媛, 等. 2010. 缓释复合肥在不同土壤水分条件下氨挥发特性研究. 环境科学, **31**(8): 1937-1943.

蒋朝晖, 曾清如, 皮荷杰, 等. 2009. 不同品种尿素施入土壤后 pH 值的变化和氨气释放差异. 环境化学, **28**(2): 177-180.

李菊梅, 李冬初, 徐明岗, 等. 2008. 红壤双季稻田不同施肥下的氨挥发损失及其影响因素. 生态环境学报, **17**(4): 1610-1613.

罗　微, 茶正早, 屈　明, 等. 2005. 砖红壤中氨挥发特征研究初报. 农业环境科学学报, **24**(1): 118-122.

彭少兵, 黄见良, 钟旭华, 等. 2002. 提高中国稻田氮肥利用率的研究策略. 中国农业科学, **35**(9): 1095-1103.

彭玉净, 田玉华, 尹　斌, 等. 2012. 添加脲酶抑制剂 NBPT 对麦秆还田稻田氨挥发的影响. 中国生态农业学报, **20**(1): 19-23.

皮荷杰, 曾清如, 蒋朝晖, 等. 2009. 两种硝化抑制剂对不同土壤中氮素转化的影响. 水土保持学报, **23**(1): 68-72.

孙海军, 闵　炬, 施卫明, 等. 2015. 硝化抑制剂施用对水稻产量与氨挥发的影响. 土壤, (6): 1027-1033.

孙志梅, 武志杰, 陈利军, 等. 2008. 土壤硝化作用的抑制剂调控及其机理. 应用生态学报, **19**(6): 1389-1395.

魏玉云, 杜春梅, 茶正早, 等. 2006. 不同母质砖红壤中尿素氨挥发差异的研究. 农业环境科学学报, **25**(s1): 243-247.

徐星凯, 周礼恺, Oswald Van Cleemput. 2001. 脲酶抑制剂/硝化抑制剂对植稻土壤中尿素 N 行为的影响. 生态学报, **21**(10): 1682-1686.

俞巧钢, 陈英旭. 2011. 尿素添加硝化抑制剂 DMPP 对稻田土壤不同形态矿质态氮的影响. 农业环境科学学报, **30**(7): 1357-1363.

俞巧钢, 符建荣. 2009. 含 DMPP 抑制剂尿素的氨挥发特性及阻控对策研究. 农业环境科学学报, **28**(4): 744-748.

张　惠, 王志国, 张晴雯, 等. 2015. 抑制剂 NBPT/DCD 不同组合对灌区碱性灌淤土中氨挥发及有效氮积累量的影响. 农业环境科学学报, **34**(3): 606-612.

张　惠, 杨正礼, 罗良国, 等. 2011. 黄河上游灌区稻田氨挥发损失研究. 植物营养与肥料学报, **17**(5): 1131-1139.

张　宣. 2014. 南方中低产黄泥田科学施肥技术研究(博士学位论文). 杭州: 浙江大学.

张　怡, 吕世华, 马　静, 等. 2013. 覆膜栽培及抑制剂施用对稻田 N_2O 排放的影响. 土壤, **45**(5): 830-837.

张晴雯, 张　惠, 易　军, 等. 2010. 青铜峡灌区水稻田化肥氮去向研究. 环境科学学报, **30**(8): 1707-1714.

张文学, 孙　刚, 何　萍, 等. 2013. 脲酶抑制剂与硝化抑制剂对稻田氨挥发的影响. 植物营养与肥料学报, (6): 1411-1419.

周　静, 崔　键, 王　霞. 2008. 红壤不同含水量对尿素氨挥发的影响. 土壤, **40**(6): 930-933.

周　亮, 荣湘民, 谢桂先, 等. 2014. 不同氮肥施用对双季稻稻田氨挥发及其动力学特性的影响. 水土保持学报, **28**(4): 143-147.

周　旋, 吴良欢, 戴　锋. 2015. 生化抑制剂组合对黄泥田土壤尿素态氮转化的影响. 水土保持学报, **29**(5): 95-100.

周　旋, 吴良欢, 戴　锋. 2017. 生化抑制剂组合与施肥模式对黄泥田水稻养分累积及利用率的影响. 中国生态农业学报, **25**(10): 1495-1507.

朱兆良, 张绍林, 尹　斌, 等. 2010. 太湖地区单季晚稻产量-氮肥施用量反应曲线的历史比较. 植物营养与肥料学报, **16**(1): 1-5.

Alberto SC, Thomash M, Augusto A, *et al*. 2008. An inhibitor of urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **126**: 243-249.

Di HJ, Cameron KC. 2004. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide on potassium, magnesium and calcium leaching in grazed grassland. *Soil Use and Management*, **20**: 2-7.

Di HJ, Cameron KC. 2005. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **109**: 202-212.

Gill JS, Singh B, Khind CS, *et al*. 1999. Efficiency of N-(n-butyl) thiophosphoric triamide in retarding hydrolysis or urea and ammonia volatilization losses in a flooded sandy loam soil amended with organic materials. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **53**: 203-207.

Kim DG, Saggar S, Roudier P. 2012. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: A meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **93**: 51-64.

Rawluk CDL, Grant CA, Racz GJ. 2001. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT. *Canadian Journal of Soil Science*, **81**: 239-246.

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, *et al*. 2009. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **84**: 71-80.

Saggar S, Singh J, Giltrap DL, *et al*. 2013. Quantification of reductions in ammonia emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. *Science of the Total Environment*, **465**: 136-146.

Thompson RB, Meisinger JJ. 2004. Gaseous nitrogen losses and ammonia volatilization measurement following land application of cattle slurry in the mid-Atlantic region of the USA. *Plant and Soil*, **266**: 231-246.

Wah A, Sutton MA, Schjorring JK. 1998. Ammonia: Emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, **139**: 27-48.

Zhang YS, Luan SJ, Chen LL, *et al*. 2011. Estimating the volatilization of ammonia from synthetic nitrogenous fertilizers used in China. *Journal of Environmental Management*, **92**: 480-493.

作者简介 周 旋,男,1986年生,博士研究生,主要从事肥料与养分综合资源管理研究。E-mail: zhouxuan_123@126.com

责任编辑 魏中青