太湖地区铁渗水耕人为土稻季上氮肥的氨挥发*

黄进宝[1,2] 范晓晖[1†] 张绍林[1]
(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)
(2 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘 要 系统地研究了太湖地区铁渗水耕人为土(黄泥土)稻田上施入的尿素通过氨挥发损失的过程和数量, 以及土壤等条件对其影响, 可为减少该地区稻季氮肥氨挥发损失, 提高氮素利用率提供理论依据。试验应用连续气流密闭室法测定了太湖地区典型稻麦轮作制度中稻季不同施氮量下的水稻基肥、分蘖和孕穗期施用尿素的氨挥发损失, 并对其影响因素(田面水中 NH_4^+-N 浓度、pH 值等)的作用进行了分析研究。结果表明, 水稻施用尿素后的氨挥发损失量占施肥量的 3.7% ~ 11.7%, 其中以分蘖肥时期损失最大, 其次为穗肥, 基肥氨挥发损失最小, 氨挥发损失主要时期是在施肥后 7 d 内, 田面水中的 NH_4^+-N 浓度和 pH 值与氨挥发量有极显著的相关关系(相关系数分别为 0.791** 、0.443**)。

关键词 稻田; 氮肥用量; 氨挥发; 密闭室法; 影响因素
中图分类号 S143.1 文献标识码 A

我国是世界上最大的产稻国, 水稻土的面积达 $2.53\times10^7 hm^2$, 占世界水稻土面积的 23%, 占我国粮食耕地面积的 29%。但我国稻田中氮肥(碳铵和尿素)的利用率只有 30% ~ 35%, 损失高达 50% 以上[1]。氮肥利用率低不仅直接影响农业生产效益, 同时也造成土壤、水和大气环境的污染, 对人类赖以生存的环境造成危害。

在稻田氮肥损失中, 氨挥发占很大比例, 是稻田氮肥损失的主要机制之一。国外研究表明, 氮肥表施时氨挥发损失占总施氮量的 10% ~ 60%[2]; 国内报道氨挥发损失也占总施氮量的 9% ~ 40%[3~7]。氨挥发同时也带来了环境问题。Schulze 等认为在氮限制因子的生态系统中, 大气沉降的 NH_3 和 NH_4^+ 的积累促进超级营养化和土壤酸化[8], 积累在大气中会引起空气质量恶化[9]。1990 年全球氨挥发总量约为 NH_3-N 54 Tg, 其中由于化肥应用导致的氨挥发为 9 Tg[10]。我国农业生态系统中, 1990 年农田向环境中释放的 NH_3-N 达 1.8 Tg, 约占化肥氮施用量的 11%, 1995 年增至 2.71 T[11]。氨挥发量稻田高于旱地, 分别为 18% 和 9%[11]。因此, 研究稻田氨挥发过程及数量, 制定合理的施肥措施, 对于减少施肥对环境的影响有着重要意义。

影响氨挥发损失的因素主要有气候条件(温度、光照和风速等)、土壤、田面水性质、施肥量和施肥方法以及作物覆盖状况等。氨挥发随土壤和气候条件的变化波动很大[12~14]。尿素是我国水稻生产中施用的主要氮肥品种, 但其当季利用率只有 30% 左右, 主要以氨挥发损失[15,16]。宋勇生、范晓晖等研究太湖地区乌栅土不同施肥量下的氨挥发率为 18.6% ~ 38.7%[17]; 田光明、蔡祖聪等研究镇江下蜀黄土母质发育的水稻土氨挥发率为 2.07% ~ 17.22%[13,14]。虽然太湖地区是我国水稻高产区和氮肥高用量地区, 但至今对该区水稻生产中氨挥发损失过程和损失量缺乏系统研究, 尤其是该地区的黄泥土。本研究通过更合理的设定不同施肥等级, 旨在较为系统地阐明太湖地区黄泥上施入稻田的尿素通过氨挥发损失的过程和数量, 以及土壤等条件对其影响, 为减少该地区尿素氮肥氨挥发损失、提高氮肥利用率提供理论依据。

* 中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-413-3)、国家自然科学基金重大项目(30390080)、国家重点基础研究发展规划(973)项目(2005CB121108)资助
† 通讯作者, Tel: 025-86881565; E-mail: xhfan@issas.ac.cn
作者简介: 黄进宝(1980~), 男, 山东沂水人, 硕士研究生, 主要从事土壤与植物营养研究
收稿日期: 2005-07-16; 收到修改稿日期: 2005-11-10

1　材料与方法

1.1　试验地与土壤

试验于 2004 年 6 月~ 10 月在江苏省常熟市王庄镇家鑫村的稻田中进行, 土壤为黄泥土, 土壤有机质含量 24.6 g kg^{-1}, 全氮 1.64 g kg^{-1}, pH (H_2O) 5.23, 土壤较为肥沃。

1.2　试验设计

采用密闭室法测定氨的挥发量, 原理是用抽气减压的方法将田面挥发到空气中的氨吸入装有 2% 硼酸的洗气瓶中使其吸收固定于硼酸溶液中, 再用标准酸滴定硼酸所吸收的 NH_3 的数量, 即为氨挥发损失量。田间采集氨气的装置如图 1, 密闭室采用透明的有机玻璃材料制作, 底部开放, 顶部留一通气孔(直径 25 mm) 与 2.5 m 高的通气管连通, 将通气管架到地面 2.5 m 高处, 是为了尽可能减少交换空气对氨挥发测定的影响。将敞开端插入到水稻田面水中, 上端露出水面 2 cm 高左右, 使水面与室顶之间形成一个有限的密闭空间, 调节真空泵抽气量, 使密闭空间的换气频率在 15~ 20 次 min^{-1}[18, 19]。

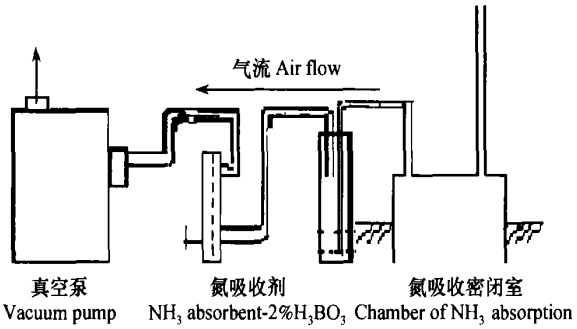


图 1　氨挥发测定装置示意图

Fig. 1　The sketch map of ammonia volatilization measuring equipment

试验在 2004 年6 月~ 10月进行, 共设7 个施肥处理, 即分别在水稻生育期施尿素态氮 N 0、100、150、200、250、300 和 350 kg hm^{-2}, 记作 N0、N1、N2、N3、N4、N5 和 N6; 所有处理磷、钾肥相同, 磷肥为 P_2O_5 60 kg hm^{-2}, 钾肥为 K_2O 120 kg hm^{-2}。磷、钾肥是基肥一次性施入, 尿素分基肥(40%) 、分蘖肥(20%) 和孕穗肥(40%) 3 次施入(见表 1) 。小区面积为30 m^2, 随机区组排列, 重复 4 次共 28 个小区; 氮肥为尿素, 基肥为无水层混施随即灌水, 追肥则为表面撒施; 水稻品种为 5021。

表 1　水稻各生育期化肥氮的分配

Table 1　Distribution of fetilizer N in rice growth period

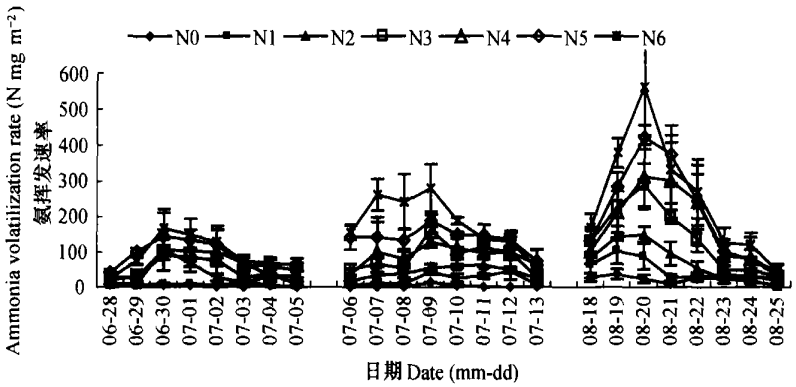
施肥期 Application time	处理和施肥量 Treatment and fertilization (N kg hm^{-2})						
	N0	N1	N2	N3	N4	N5	N6
基肥 Basal dressing	0	40	60	80	100	120	140
分蘖肥 Tilering top dressing	0	20	30	40	50	60	70
孕穗肥 Ear bearing top dressing	0	40	60	80	100	120	140
总施氮量 Total amount of N fertilizer	0	100	150	200	250	300	350

2　结果与讨论

2.1　氮肥施用后氨挥发损失

2.1.1　施肥后氨挥发速率的变化　　化肥氮尿素分基肥、分蘖肥和孕穗肥三次施入, 试验结果表明, 尿素施入淹水的稻田后很快水解成铵态氮发生氨挥发反应, 氨挥发速率随时间有明显的挥发高峰, 而且氨挥发损失集中发生在施肥后的 1 周内, 再往后挥发量很少(如图 2) 。基肥和孕穗肥的氨挥发峰值都出现在第 3 天, 而分蘖肥的峰值不是很明显, 施肥后第 2、3、4 天保持较高的氨挥发量, 而且变化比较平

稳,这可能是由于分蘖肥是在基肥施入 1 周后撒施的,即在表层土和田面水中的氮浓度较高的情况下施入的,因此氨挥发从施肥第 2 天开始即保持较高的量并持续到第 4 天,然后降低。这说明尿素在稻田中的水解和氨挥发过程是非常快的。如果从氨挥发速率值的尺度来看,孕穗肥的氨挥发速率反而比分蘖肥要高,这可能是由于 3 次肥料是按 4∶2∶4 的比例施下去的原因所致。总之,从图 2 中可见,随着施肥量的增加氨挥发速率增大,且在施肥后的 3~4 d 内达到挥发的峰值。



注: N0、N1、N2、N3、N4、N5、N6 分别表示施肥量为 N0、100、150、200、250、300、350 kg hm^{-2} Note: N0, N1, N2, N3, N4, N5, N6 represent the application rate of nitrogen fertilizer N0, 100, 150, 200, 250, 300, 350 kg hm^{-2}, respectively

图 2 施肥后氨挥发速率变化

Fig 2 Change of ammonia volatilization rate after urea application

2.1.2 不同施肥时期的氨挥发率 比较不同生长季节的氨挥发占施肥量的比率(即氨挥发率)表明,水稻生育期三次的氨挥发率明显不同(表 2),分蘖肥的氨挥发比率极显著地高于基肥和孕穗肥。基施尿素的氨挥发比率最小,氨挥发损失占不同施肥量的比率为 0.66%~5.03%;而孕穗肥和分蘖肥分别为 4.74%~12.83%和 7.70%~20.14%。本试验结果表明,氨挥发损失量为分蘖肥> 孕穗肥> 基肥,这与其他人分蘖肥> 基肥> 孕穗肥的研究结果不一致[15]。这可能是由于基肥尿素表施后耙田然后灌水,这样大大降低了氨挥发的损失所致;从另外一个角度也充分说明了氮肥表层混施然后灌水,这一施肥方法的科学性。总的看来,稻田生态系统中,氨挥发损失一般占施肥量的 3.69%~11.7%,显著低于宋勇生、范晓晖等在乌栅土上研究的尿素氨挥发为 18.6%~38.7%的结论[17],而与蔡贵信等在黄泥土上研究的尿素氨挥发为 9%的结论基本吻合[20]。差异的主要原因在于这两个试验点的土壤 pH 值差异较大,黄泥土 pH 值为 5.4,而乌栅土的 pH 值为 7.07,土壤 pH 是稻田生态系统中氨挥发损失的主要影响因子。

表 2 不同处理和施肥期稻田的氨挥发损失

Table 2 NH_3 volatilization loss after fertilizing during different periods of rice growth (N kg hm^{-2})

处理代号 Treatment code	总施氮量 Total amount of applied N	氨挥发量 NH_3 losses			生长期间氨挥发总量 Total amount of NH_3 losses during periods of growth
		基肥氨挥发 Basal dressing	分蘖肥氨挥发 Tillering-top dressing	孕穗肥氨挥发 Ear bearing-top dressing	
N0	0	0.28±0.12	0.17±0.06	1.96±0.39	2.42±0.51
N1	100	0.54±0.16(0.66)	1.71±0.13(7.70)	3.86±1.21(4.74)	6.11±1.35(3.69)
N2	150	2.86±0.62(4.30)	3.30±1.24(10.44)	5.58±1.11(6.03)	11.74±2.61(6.21)
N3	200	3.63±0.86(4.18)	6.54±0.28(15.92)	10.98±1.91(11.28)	21.15±2.02(9.36)
N4	250	4.84±2.82(4.56)	6.98±2.74(13.63)	13.68±5.51(11.72)	25.50±6.98(9.23)
N5	300	6.95±2.47(5.56)	10.92±2.28(17.91)	16.55±2.41(12.16)	34.42±7.04(10.67)
N6	350	7.32±1.31(5.03)	14.27±2.03(20.14)	19.92±3.73(12.83)	41.51±4.22(11.7)

注: 括号中的数值代表氨挥发损失占该时期施肥量的百分数 The number in parentheses indicated the percentage of the amount of applying N fertilizer

2.2　影响稻田氨挥发的因素

2.2.1　施肥量对氨挥发的影响　统计检验表明(表 3), N3~ N6 处理与 N1、N0 处理之间的氨挥发累积量差异达到显著水平($p < 0.05$); 其中 N4、N5、N6 处理与 N1、N0 处理之间差异达到极显著水平($p < 0.01$); 然而各施肥处理之间差异不显著, 尤其是高氮处理之间。但是, 氨挥发量是随着施肥量的增加而显著增加的, 通过曲线拟合, 可以得到氨挥发量与施肥量之间的关系式: $y = 0.118x - 2.349$(图 3)。另外, 从不同处理的氨挥发率(表 2) 方面可以看出, 随着施肥量的增加氨挥发率也随之增加, 基肥、分蘖肥和孕穗肥基本上都符合这一规律, 这表明随着施肥量的增加尿素氮以氨挥发损失的潜力也随之增加, 这就要求在施肥时要考虑到协调高产、经济效益和环境效益这一因素, 追求三者的最佳结合点, 在保证产量和经济效益的前提下, 最大限度地减少施肥对环境带来的负面效应。

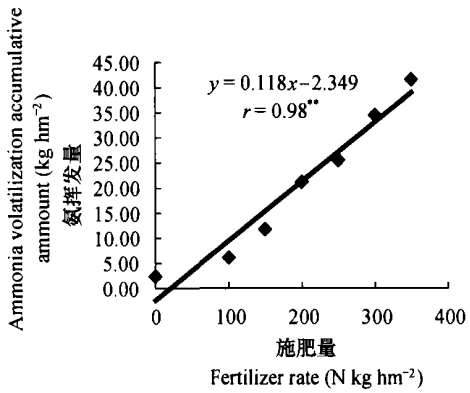


图 3　氨挥发量与施肥量的关系

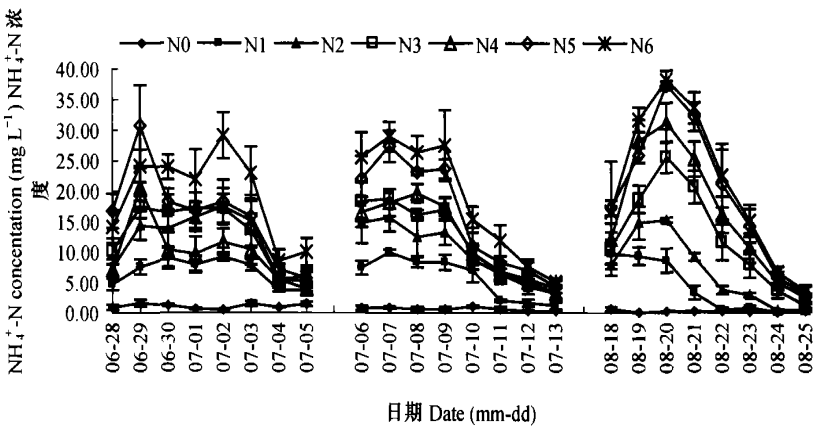
Fig 3　The relationship between the ammonia volatilization accumulative amount and the fertilization rate

表 3　不同处理氨挥发累积量多重比较(Duncan 法)

Table 3　The least significant difference (Duncan) of the ammonia volatilization accumulative amount of the different treatments

处理代号 Treatment code	氨挥发的累积量 Ammonia volatilization accumulative ammout (N kg hm^{-2})	5% 显著水平 5% significant level	1% 极显著水平 1% significant level
N6	41.51	a	A
N5	34.42	ab	AB
N4	25.50	bc	BC
N3	21.15	cd	BCD
N2	11.74	de	CDE
N1	6.11	e	DE
N0	2.42	e	E

2.2.2　田面水中 NH_4^+-N 浓度对氨挥发的影响　图 4 为施基肥、分蘖肥和孕穗肥后田面水中 NH_4^+-N 浓度的动态变化, 与对应的图 1 相比较可以看出, 田面水中 NH_4^+-N 浓度的变化与其对应的氨挥发量变化趋势基本一致, 相关性分析表明, 田面水中 NH_4^+-N 浓度与对应的氨挥发变化相关性达到极显著水平,



注: N0、N1、N2、N3、N4、N5、N6 分别表示施肥量为 N0、100、150、200、250、300、350 kg hm^{-2}　Note: N0, N1, N2, N3, N4, N5, N6 represent the nitrogen fertilizer rate N0, 100, 150, 200, 250, 300, 350 kg hm^{-2}, respectively

图 4　施肥后田面水 NH_4^+-N 浓度的动态变化

Fig 4　The dynamic change of the NH_4^+-N concentration after fertilization

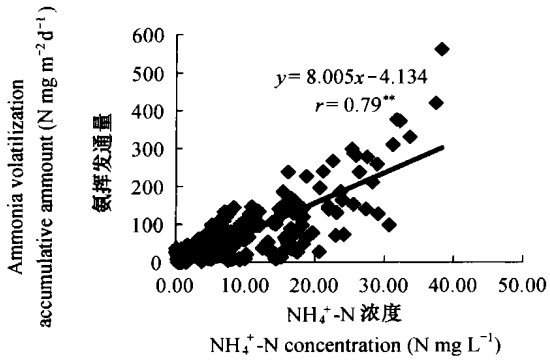
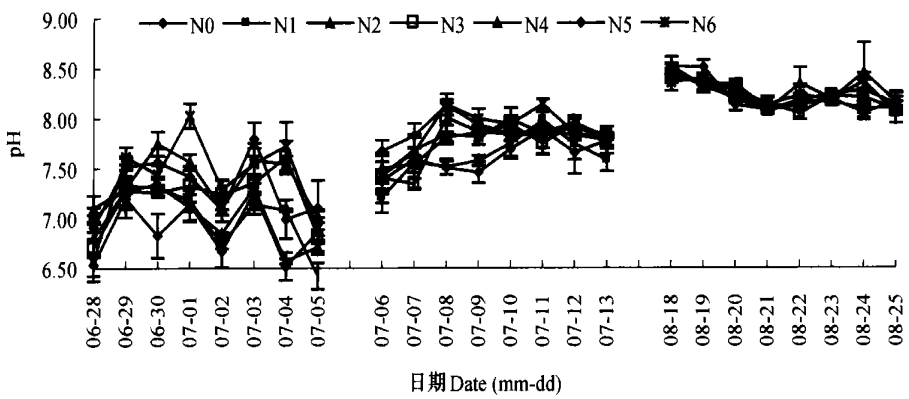


图 5 氨挥发通量与田面水中 NH_4^+-N 浓度的关系

Fig 5 The relationship between the ammonia volatilization accumulative amount and the NH_4^+-N concentration in flooded water

相关系数为 0.791(图 5),充分说明了田面水中 NH_4^+-N 浓度与氨挥发量的相关关系。这验证了许多研究结果认为的田面水中 NH_4^+-N 浓度是决定稻田氨挥发量的最主要因素之一的结论。

施肥后田面水中 NH_4^+-N 浓度迅速升高,在第 3 天左右达到顶峰,随后开始下降。虽然分蘖肥的施肥量是基肥和穗肥的 1/2,分蘖肥时期各处理田面水中 NH_4^+-N 的最大浓度分别为基肥和孕穗肥的 0.9~1.5 倍和 0.65~0.96 倍。这是因为基肥是在插秧前施入,整个耕层土是泥浆状的,而且基肥是混施后灌水,肥料被土壤固定的较多一些,进入田面水中的相对少一些;分蘖肥是在基肥施入 1 周后表面撒施的,所以 NH_4^+-N 浓度相对较高一些;而孕穗肥是在 8 月中旬施入,当时经过烤田表层土壤已变得相对较紧实,土壤固定较慢一些,再加上尿素水解比较快,所以虽然该期作物对氮素的吸收速度快和吸收量大,但是田面水中的 NH_4^+-N 浓度还是很高的。田面水中的 NH_4^+-N 浓度的这一变化规律正好与氨挥发损失的量吻合。



注:N0、N1、N2、N3、N4、N5、N6 分别表示施肥量为 N 0、100、150、200、250、300、350 kg hm^{-2} Note: N0, N1, N2, N3, N4, N5, N6 represent the nitrogen fertilizer rate N 0, 100, 150, 200, 250, 300, 350 kg hm^{-2}, respectively

图 6 施肥后田面水中 pH 值的动态变化

Fig. 6 The dynamic changes of the pH in the flooded water after fertilization

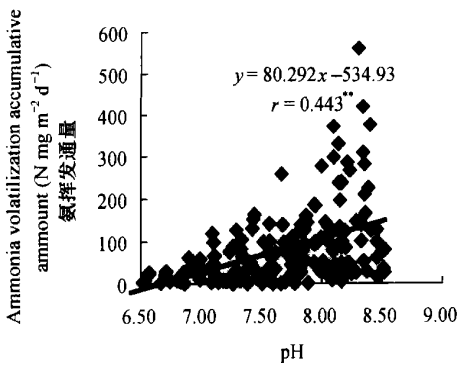


图 7 氨挥发通量与田面水中 pH 值的关系

Fig 7 The relationship between the ammonia volatilization accumulative amount and the pH in the flooded water

2.2.3 田面水中 pH 值对氨挥发的影响 由图 6 可以看出,各施肥处理的 pH 值变化趋势与氨挥发的变化不是很一致,这可能由于田间试验误差太大而掩盖了其变化规律造成。但是经过相关性分析(图 7)可以看出,pH 值与氨挥发之间呈极显著正相关(r= 0.443**),由此可以充分证明田面水中 pH 值是稻田氨挥发的重要影响因素。

3 结 论

本试验稻田生态系统中,氨挥发损失占各处理施氮量的比例(即氨挥发率)为 3.7%~11.7%,分蘖肥期间的氨挥发率最高。田面水中 NH_4^+-N 浓度和

pH 值的大小及变化直接决定着氨挥发量的大小和变化, 达到极显著水平(相关系数分别为 0.791** 、0.443**)。水稻三个施肥时期的氨挥发率大小顺序为: 分蘖肥> 孕穗肥> 基肥。因此可以根据水稻各施肥期的氨挥发的特点, 结合水稻生长需肥规律尽量控制高挥发期间氮肥用量, 延迟尿素水解速率, 这样可能对稻田氨挥发减少起到一定的作用。本研究可为今后研究稻田合理施肥、减少氨挥发和提高氮肥利用率提供一些基础资料。

参 考 文 献

[1] 钦绳武, 范晓晖, 汪金舫. 五种主要作物的施肥技术. 见: 徐静安主编. 施用技术与农化服务. 北京: 化学工业出版社, 2001. Qin S W, Fan X H, Wang J F. The fertilization technique of five main crops. *In*: Xu J A. ed. Fertilization Technique and Agricultural Service (In Chinese). Beijing: Chemical Industry Press, 2001

[2] Fillery R P, de Datta S K. Ammonia volatilization from nitrogen volatilization as a N loss mechanism in flooded rice fields. Fert. Res., 1986, 9: 78~ 98

[3] Gao X J, Hu X F, Wang S P, *et al*. Nitrogen losses from flooded rice field. Pedosphere, 2002, 12(2): 151~ 156

[4] Li Z P, Zhang T L, Han F X, *et al*. Changes in soil C and N corrtents and mineralization across a cultivation chronosequence of paddy fields in subtropical China. Pedosphere, 2005, 15(5): 554~ 562

[5] Shen R P, Sun B, Zhao Q G. Spatial and temporal variability of N, P and K balances for agroecosystems in China. Pedosphere, 2005, 15(3): 347~ 355

[6] Fan X H, Song Y S, Lin D X, *et al*.. Ammonia volatilization losses from urea applied to wheat on a paddy soil in Taihu Region, China. Pedosphere, 2005, 15(1): 59~ 65

[7] 蔡贵信, 朱兆良. 稻田中化肥氮的气态损失. 土壤学报, 1995, 32(增刊 2): 128~ 135. Cai G X, Zhu Z L. Evaluation of gaseous nitrogen losses from fertilizers applied to flooded rice fields (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1995, 32(Suppl. 2): 128~ 135

[8] Devries S E D, Hauhs W, Rosen M, *et al*. Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. Water, Air, Soil Pollution, 1989, 48: 451~ 456

[9] Barthelmie R J, Pryor S C. Implications of ammonia emissions for the aerosol formation and visibility impairmenta case study from the Lower Fraser Valley, British Columbia. Atmos. Eviron., 1998, 32: 345~ 352

[10] Oliver J G J, Bouwman A F, Hoek K W V, *et al*. Global air emission invenetories for anthropogenic sources of NO_x, NH_3 and N_2O in 1990. Environmental Pollution, 1998, 102(Supp. 1): 135~ 148

[11] Xing G X, Zhu Z L. An assessment of N loss agricultural fields to the environment in China. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 57: 67~ 73

[12] 蔡贵信. 氨挥发. 见: 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 171~ 196. Cai G X. Ammonia volatilization. *In*: Zhu Z L, Wen Q X. eds. Nitrogen in Soil of China (In Chinese). Nanjing : Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 171~ 196

[13] 田光明, 曹金留, 蔡祖聪, 等. 镇江丘陵地区稻田化肥氮的氨挥发损失及其影响因素. 土壤学报, 2001, 38(3): 324~ 332. Tian G M, Cao J L, Cai Z C, *et al*. Ammonia volatilization from paddy field and its affecting factors in Zhenjiang hilly region (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2001, 38(3): 324~ 332

[14] 曹金留, 田光明, 任位涛, 等. 江苏南部地区稻麦两熟土壤中尿素的氨挥发损失. 南京农业大学学报, 2000, 23(4): 51~ 54. Cao J L, Tian G M, Ren W T, *et al*. Ammonia volatilization from urea applied to the field of wheat and rice in southern Jiangsu Province (In Chinese). Journal of Nanjing Agricultural University, 2000, 23(4): 51~ 54

[15] 中华人民共和国化工部. 中国化工年鉴. 北京: 中国化学工业出版社, 1996. 326~ 328. The Ministry of Chemical Industry of the People's Republic of China. China Chemical Industry Yearbook (In Chinese). Beijing: China Chemical Industry Press, 1996. 326~ 328

[16] 朱兆良. 农田生态系统中化肥氮去向和氮素管理. 见: 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 213~ 249. Zhu Z L. Fate of fertilizer nitrogen in the agroecological system and nitrogen management. *In:* Zhu Z L, Wen Q X. eds. Nitrogen in Soil of China (In Chinese). Nanjing : Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 213~ 249

[17] 宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究. 土壤学报, 2004, 41(2): 265~ 269. Song Y S, Fan X H, Lin D X, *et al*. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(2): 265~ 269

[18] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降. 应用生态学报, 2003, 14(11): 1 884~ 1 888. Su C G, Yin B, Zhu Z L, *et al*. Ammonia volatilization loss of nitrogen fertilizer from rice field and wet deposition of atmospheric nitrogen in rice growing season (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(11): 1 884~ 1 888

[19] 宋勇生, 范晓晖. 稻田氨挥发研究进展. 生态环境, 2003, 12(2): 240~ 244. Song Y S, Fan X H. Summanry of research on ammonia volatilization in paddy soil (In Chinese). Ecology and Environment, 2003, 12(2): 240~ 244

[20] 蔡贵信, 朱兆良, 朱宗武, 等. 水稻田中碳铵和尿素的氮素损失的研究. 土壤, 1985, 17(5): 225~ 229. Cai G X, Zhu Z L, Zhu Z W, *et al*. The study of nitrogen losses from ammonium bicarbonate and urea in paddy field (In Chinese). Soils, 1985, 17(5): 225~ 229

AMMONIA VOLATILIZATION FROM NITROGEN FERTILIZER IN THE RICE FIELD OF Fe-LEACHI-STAGNIC ANTHROSOLS IN THE TAIHU LAKE REGION

Huang Jinbao[1,2] Fan Xiaohui[1†] Zhang Shaolin[1]

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*)

(2 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100039, *China*)

Abstract The amount and process of ammonia volatilization from nitrogen fertilizer in the rice field of Fe-leachi-Stagnic Anthrosols in the Taihu Lake region were investigated. The effect of some soil factors on N loss was also studied. The purpose of the experiment was to provide basic theory to reduce the amount of ammonia volatilization loss from nitrogen fertilizer and improve nitrogen use efficiency in rice field. Ammonia volatilization loss from urea applied was measured with the continuous airflow method in the experiment and the main influencing factors (NH_4^+-N concentration and pH in flooded water, etc.) were also measured. Results showed that ammonia volatilization loss varied from 3.7% to 11.7% of applied N, the highest N loss occurred in the period of tillering-top dressing, lower in ear bearing-top dressing period, and the least in basal dressing period. Ammonia volatilization primarily occurred in one week after fertilization. And there was a significant correlation between the NH_4^+-N concentration, pH in the flooded water and the amount of ammonia volatilization (the correlation coefficient was 0.791^{**} and 0.443^{**}, respectively).

Key words Paddy field; Amount of nitrogen fertilizer; Ammonia volatilization; Continuous air flow method; Influencing factors