

有机无机肥长期定位试验土壤小麦季氨挥发损失及其影响因素研究

倪康^{1,2}, 丁维新¹, 蔡祖聪¹

(1.土壤与农业可持续发展国家重点实验室(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 100049)

摘要: 氨挥发是肥料氮素损失的重要途径之一, 损失率因土壤类型、气候条件、肥料用量、施肥时间和方式等不同而存在很大差异。为了筛选提高氮肥利用率的肥料运筹方式, 本文利用长期定位试验平台, 采用间歇密闭通气法, 研究了有机无机肥长期施用条件下小麦季土壤氨挥发损失及其影响因素。结果表明, 不同肥料种类和配施强烈地影响着土壤氨挥发, 在 150 kgN·hm⁻² 用量下小麦季氨挥发损失量以 NK 和有机肥处理为最高, 分别达到 17.89 和 15.70 kgN·hm⁻², 占氮肥用量的 10.47%~11.93%, 显著高于 NPK、NP 和有机无机肥配施(1/2OM)处理。土壤氨挥发速率与气温呈显著正相关, 基肥施用后灌水可以有效地降低氨挥发损失。NPK 肥料平衡施用或者有机无机肥配施可以减少氨挥发损失。

关键词: 长期定位试验; 小麦; 氨挥发; 施肥

中图分类号 S147.34 文献标志码 A 文章编号: 1672-2043(2009)12-2614-09

Ammonia Volatilization from Soil as Affected by Long-term Application of Organic Manure and Chemical Fertilizers During Wheat Growing Season

NI Kang^{1,2}, DING Wei-xin¹, Cai Zu-cong¹

(1.Key State Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2.Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Ammonia (NH₃) volatilization is one of the major losses of applied nitrogen fertilizers, which not only results in a loss of economy, but also poses a risk to the environmental ecosystem. The rate of ammonia volatilization following fertilizer application is strongly affected by many factors such as soil properties, temperature as well as type, application time and mode of nitrogen fertilizers. To find optimal management practices for increasing nitrogen use efficiency, a long-term experiment was established in 1989 including seven treatments, i.e. organic manure(OM), half organic manure plus half chemical N fertilizer(1/2OM), NPK fertilizer(NPK), NK fertilizer(NK), NP fertilizer(NP), PK fertilizer(PK) and control(CK), six treatments of which were used to monitor ammonia volatilization during the wheat growing season using a continuous air flow enclosure method in the North China plain. The flux of ammonia volatilization was dramatically influenced by fertilizer type and their combination. The highest cumulative amount of ammonia volatilization in treatments NK and OM was 17.89 and 15.70 kg N·hm⁻², respectively, as urea was applied at a rate of 150 kg N·hm⁻², which accounted for 10.47%~11.93% of the N applied and was significantly higher than the values in treatments NPK, NK and 1/2OM. The flux of ammonia volatilization was significantly positively correlated with air temperature. And irrigation following basal fertilization greatly reduced ammonia volatilization. Our study indicates that NPK balanced application and combination application of organic manure and chemical N fertilizer could lower ammonia volatilization.

Keywords: long-term experiment; wheat; ammonia volatilization; fertilization

收稿日期 2009-08-25

基金项目: 国家重点基础研究发展计划项目(2005CB121101); 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-407, KZCX2-YW-439); 国家自然科学基金项目(40621001, 40725003)

作者简介: 倪康(1983-) 男, 博士研究生, 主要研究方向为农田土壤碳氮循环

通讯作者: 丁维新, E-mail: wxding@issas.ac.cn

氨挥发是农田氮素损失的一个重要途径,也是大气中氨的重要来源之一。黄淮海平原是我国重要的粮食主产区,每年需要投入大量氮肥以确保作物高产稳产。据调查,目前单季作物的氮肥平均用量高达 $300 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[1],但是由于该地区土壤呈碱性,极易引起氮肥的氨挥发损失,造成氮肥利用率下降。朱兆良等^[2]初步估算我国农田氮肥的氨挥发损失率在 11% 左右,但同时指出,由于缺乏数据积累和测定方法问题,该估计值存在着很大的不确定性。氨挥发损失不仅加大了氮肥投入,造成间接的经济损失,而且进入大气后产生一系列环境问题,如土壤酸化、水体富营养化,给陆地和水体生态系统带来严重危害^[3-4]。肥料长期定位试验可以为研究施肥对土壤肥力、作物产量和环境效应提供可靠数据。李慧琳等^[5]对封丘长期肥料试验结果分析发现,不同处理之间在作物产量、肥料氮素回收率等方面存在显著差异。为此有必要利用肥料长期定位试验平台,对氮素损失途径进行量化研究。另一方面,由于肥料长期定位试验保留有比较完整的历史数据,因此长期定位试验的研究结果有利于今后氮素模型开发、验证以及利用模型估算区域氨挥发量。

1 材料与amp;方法

1.1 试验区域和供试土壤

长期肥料定位试验位于河南省封丘县的中国科学院封丘农业生态实验站($35^{\circ}00'N$, $114^{\circ}24'E$)。该区域属半干旱半湿润的暖温带季风气候,年均降水量 615 mm,主要集中在 7—9 月。30 年平均气温是 13.9°C ,最高月均气温为 27.2°C ,出现在 7 月份,最低月均气温是 -1.0°C ,出现在 1 月份。长期定位试验始于 1989 年秋季,耕种方式为小麦—玉米轮作。供试土壤为轻质黄潮土,氨挥发测定开始时的土壤理化性质列于表 1。

1.2 试验设计

长期定位试验共设 7 个处理,分别为:不施肥的

对照(CK)、NK 肥(NK)、NP 肥(NP)、NPK 肥(NPK)、有机肥(OM)、PK 肥(PK)和一半有机肥氮与一半无机肥氮配施(1/2OM) 4 次重复,随机区组排列,小区面积 47.5 m^2 。考虑到测定工作量,本研究选取除 PK 外的 6 个处理的 3 次重复进行了氨挥发速率的测定,其中 CK 处理的测定值作土壤背景氨挥发,用于施肥处理计算肥料氨挥发强度。肥料品种: N 肥为尿素, P 肥为过磷酸钙, K 肥为硫酸钾。N、P 和 K 肥用量分别为 $150 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $75 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $150 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{hm}^{-2}$,全部 P、K 肥和 60% 的 N 肥作为基肥施用。有机肥以粉碎的麦秆为主,加上适量粉碎后的大豆饼和棉仁饼,以提高有机肥的 N 含量,麦秆用量为 $4500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,麦秆、大豆饼和棉仁饼的比例为 100:40:45。这些有机物质经 2 个月发酵、腐熟后施用。有机肥施用前先分析 N、P 和 K 含量,以等 N 量为标准,不足的 P 和 K 用无机 P、K 肥补充,全部作为基肥施入。

小麦播种前,由于土壤含水量较低,不利于翻耕,于 2006 年 10 月 13 日灌水,10 月 16 日施肥,10 月 17 日翻耕、播种,追肥时间为 2007 年 3 月 8 日,施肥当日灌水。

1.3 氨挥发测定

氨挥发田间原位测定采用间歇密闭抽气法。原理是利用真空泵减压抽气使罩子内土壤挥发出的氨(NH_3)随气流通过装有 2% 硼酸的洗气瓶,使其吸收于硼酸溶液中,收集溶液用 $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ 滴定,计算出吸收 N 量。所用密闭室装置由不透明 PVC 材料制成的密闭室(高 8 cm,直径 15 cm)、250 mL 洗气瓶和转速为 $5500 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的真空泵组成(图 1)。测定时,密闭室置于底座上,用水密封,保证换气速率为 $15\sim 20 \text{ 次} \cdot \text{min}^{-1}$ 。施肥后,每天上午 9:00—11:00 进行测定,直至各处理与空白之间的氨挥发速率无明显差异为止,基肥和追肥施用后的测定时间分别为 10 和 20 d。氨挥发速率的计算公式如下:

$$F = \frac{C \times (V - V_0) \times 14 \times 12}{M \times 100}$$

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Selected physic-chemical properties of the soils

处理	pH	容重/ $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	CEC/ $\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$	有机碳/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	有效磷/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	速效钾/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
OM	8.29	1.42	8.0	8.72	1.06	17.5	179
1/2OM	8.03	1.46	7.6	7.24	0.93	13.2	171
NPK	8.38	1.52	6.6	5.68	0.70	11.8	164
NP	8.39	1.50	7.4	5.28	0.65	9.6	56
NK	8.46	1.56	6.4	4.08	0.41	0.6	305
CK	8.55	1.58	6.5	3.90	0.40	0.5	76

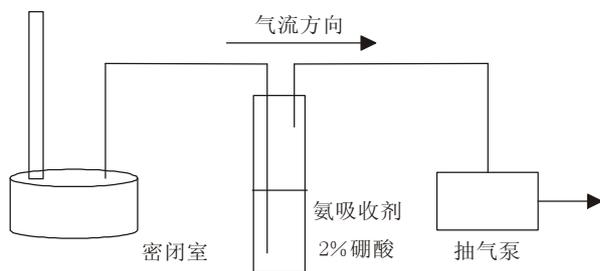


图1 氨挥发田间捕获装置示意图

Figure 1 Sketch of the monitoring system for ammonia volatilization

式中 F 为氨挥发速率 ($\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), C 表示标准酸浓度 ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$), V 为样品滴定消耗的标准酸体积 (mL), V_0 为空白滴定消耗的标准酸体积 (mL), M 为密闭室覆盖的土壤面积 (m^2); 12 与 100 均为换算系数。肥料的氨挥发为处理氨挥发速率减去 CK 处理氨挥发速率。

1.4 土壤样品采集和分析

氨挥发测定的同时,用直径 2 cm 的土钻,多点采集 0~20 cm 耕层土壤,形成混合土样。土壤含水量采

用烘干法测定。 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl 浸提(水土比 5:1),流动分析仪(Skalar,荷兰)测定。 pH 值采用 1:1 的土水比,电位计法测定;土壤有机质、全氮、有效磷、速效钾含量采用常规方法测定。

1.5 数据处理

采用 Excel2003 和 SPSS 13.0 软件对数据进行方差分析和多重比较。

2 结果与分析

2.1 氨挥发速率与累积氨挥发量

小麦生长期氨挥发速率的动态变化如图 2,累积氨挥发量见图 3。基于对施肥后土壤氨挥发的连续测定,发现土壤氨挥发主要发生在基肥施用后 10 d 内,氨挥发速率变化在 $0.03 \sim 5.26 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 之间,其中基肥施用后 7 d 内是氨挥发的主要阶段,占基肥施用后排放总量的 87%~98%。无机氮肥处理(NPK、NP 和 NK)的氨挥发速率随着施肥后时间的推移不断增加,在第 5 d 出现峰值,然后逐渐下降,在第 10 d 接近背景值,整个排放过程呈单峰的趋势。以 NK 处理

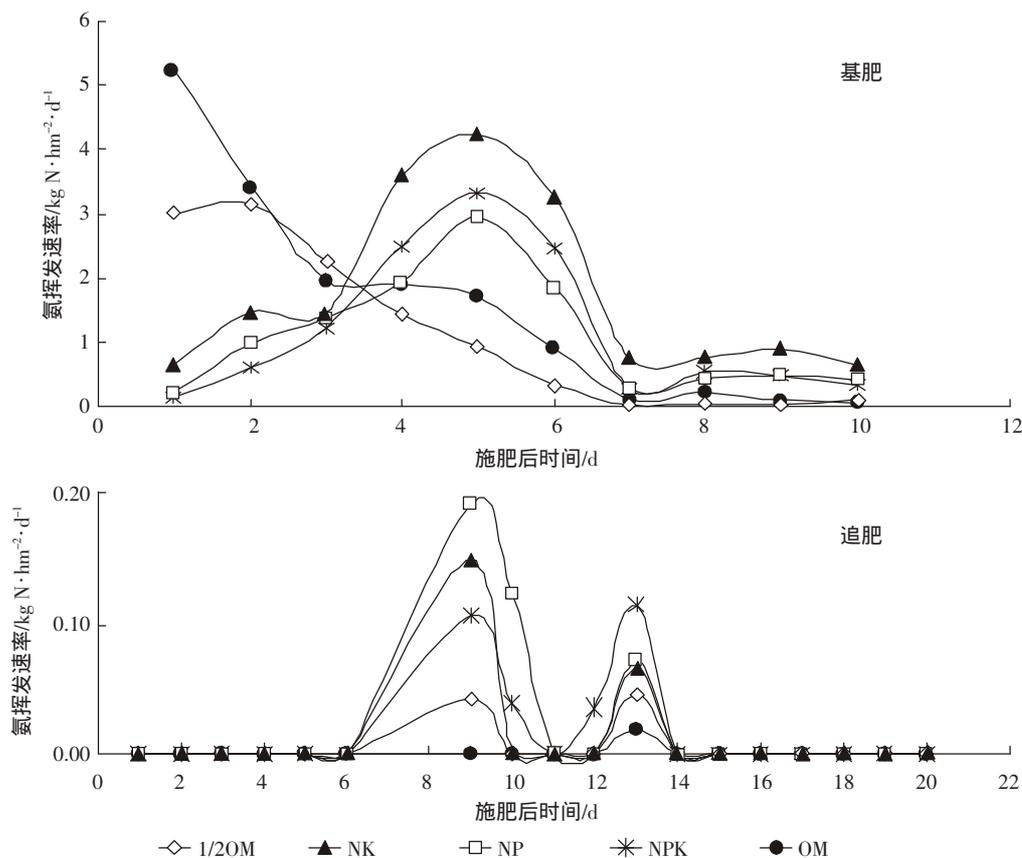


图2 小麦生长期土壤氨挥发速率动态变化

Figure 2 Temporal variation of ammonia volatilization flux during the wheat growing season

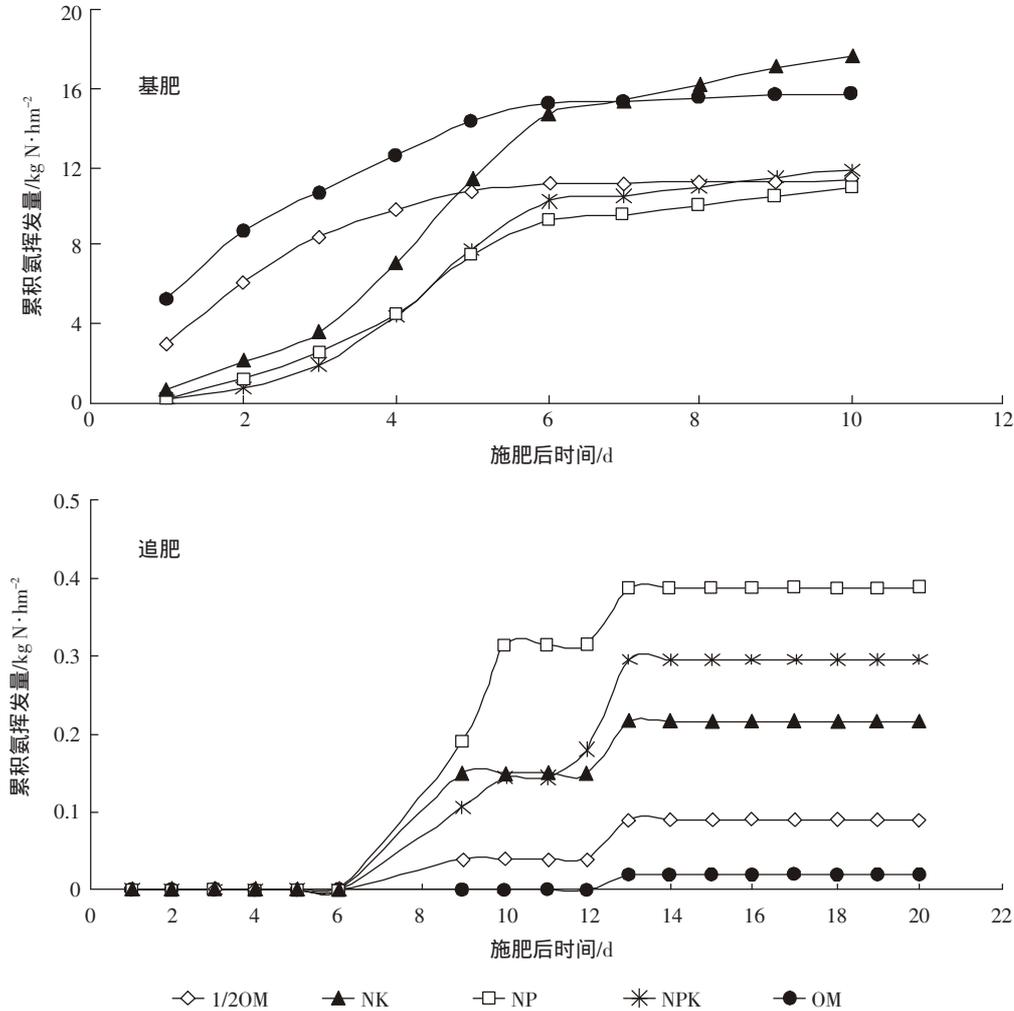


图 3 小麦生长期期间累积氮挥发量

Figure 3 Cumulative amount of ammonia volatilization during the wheat growing season

的峰值为最高, 达到 $4.25 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, NPK 和 NP 处理则较低, 分别只有 3.21 和 $2.94 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。与无机肥处理不同, 有机肥处理施肥后立即出现氮挥发峰值, OM 处理施肥当日即出现, 为 $5.26 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 1/2OM 处理则出现在施肥后的第 2 d, 为 $3.14 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

不同处理累积氮挥发量存在着很大差异, 变动在 $10.92 \sim 17.68 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间, 以 NK 和 OM 处理为最, 显著高于其他 3 个处理, 表明有机肥大量施用易引起 NH_4^+ 的迅速释放, 而在缺磷土壤上长期不施用磷肥, 也易造成氨的大量挥发损失, NK 处理氮挥发损失量达到基肥氮素用量的 19.64% (表 2)。

表 2 小麦生长期肥料氮氮挥发损失量和损失率

Table 2 Cumulative amount and ratio of N loss through ammonia volatilization to N applied during the wheat growing season

处理 Treatment	基肥 Basal fertilization		追肥 Supplementary fertilization		全生育期 Whole growth period	
	氮挥发量/ $\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$	占施氮比例/%	氮挥发量/ $\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$	占施氮比例/%	氮挥发量/ $\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$	占施氮比例/%
OM	15.68b	10.45	0.02a	—	15.70b	10.47
1/2OM	11.33a	12.59	0.09a	0.12	11.42a	7.60
NPK	11.84a	13.16	0.30b	0.49	12.14a	8.09
NP	10.92a	12.13	0.39b	0.64	11.31a	7.54
NK	17.68b	19.64	0.21b	0.36	17.89b	11.93

注: 同列中不同字母表示多重比较差异达到显著水平($P < 0.05$)。

与基肥施用后的情形明显不同,追肥后氮挥发速率很低,波动在 $0.02\sim 0.20\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间,最高峰值出现在 NP 处理,仅为 $0.19\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,只相当于基肥诱发的氮挥发峰值的 5%。无机肥施用后出现了双峰,分别在施肥后第 9 d 和第 13 d,但是峰值首次出现的时间较基肥推迟了 4 d,双峰的出现与气温波动密切相关。OM 处理由于没有追肥,未能测到明显的氮挥发。总体而言,基肥施用后引起的氮挥发量要远远高于追肥,占小麦季氮挥发总量的 90% 以上,因此追肥对整个小麦季氮挥发总量的贡献很低。

在整个小麦季, NK、OM、1/2OM、NP 和 NPK 的氮挥发量分别为 17.89 、 15.70 、 11.42 、 12.14 和 $11.31\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$,占氮肥用量的 11.93%、10.47%、7.6%、8.09% 和 7.54%。OM 与 NK 处理之间的氮挥发总量没有明显差别,但二者显著高于其他 3 个处理(表 2)。

2.2 土壤性质和气候因素对氮挥发的影响

氮挥发测定期间的气温和土壤含水量动态变化如图 4 所示。基肥施用后的测定期内,气温存在着明显的变化,波动在 $12\sim 19\text{ }^{\circ}\text{C}$ 之间,平均为 $15.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。小麦追肥后的测定期内,气温呈波浪式递增,从 $2.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ 升高到 $15.8\text{ }^{\circ}\text{C}$,平均气温为 $9\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。而土壤水分含量在基肥施用后的测定期内变化在 12%~20% 之间,追肥期则为 14%~26%,总体上呈逐步下降的态势。两次施肥期灌溉水用量基本相同,但是灌水时间分别在基肥施用前 4 d 和追肥当天,正是这种差异导致两个测定期土壤水分含量的不同。

土壤 NH_4^+ 含量在基肥施用后不断增加,其中施用有机肥处理(OM 和 1/2OM)在第 1 d 土壤的 NH_4^+ 含量最高,此后逐渐下降(图 5); NPK 处理在施肥后第 2 d 达到最大值, NK 和 NP 处理在第 3 d 达到最大值,所有处理的 NH_4^+ 含量均在施肥 6 d 后趋于稳定。除 NK 处理在第 6 d 出现第二个峰值外,其余处理的 NH_4^+ 含量变化均呈单峰趋势。不同处理之间也存在明显差异,总体上无机肥处理高于有机肥处理,整个基肥测定期内 OM 与 1/2OM 处理的 NH_4^+ 含量变化在 $4.29\sim 18.76\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,数值较为接近且趋势一致;施用无机肥的 3 个处理中, NK 处理高于其他 2 个处理,而 NPK 处理又高于 NP 处理。

相关分析表明,施用无机肥的处理,基肥测定期氮挥发速率与气温显著相关,但是这种关系未出现在施用有机肥的处理(表 3)。土壤水分和 NH_4^+ 浓度对氮挥发有一定影响,但没有达到显著水平。不同处理累积氮挥发量与土壤 pH 呈正相关,而与土壤平均含

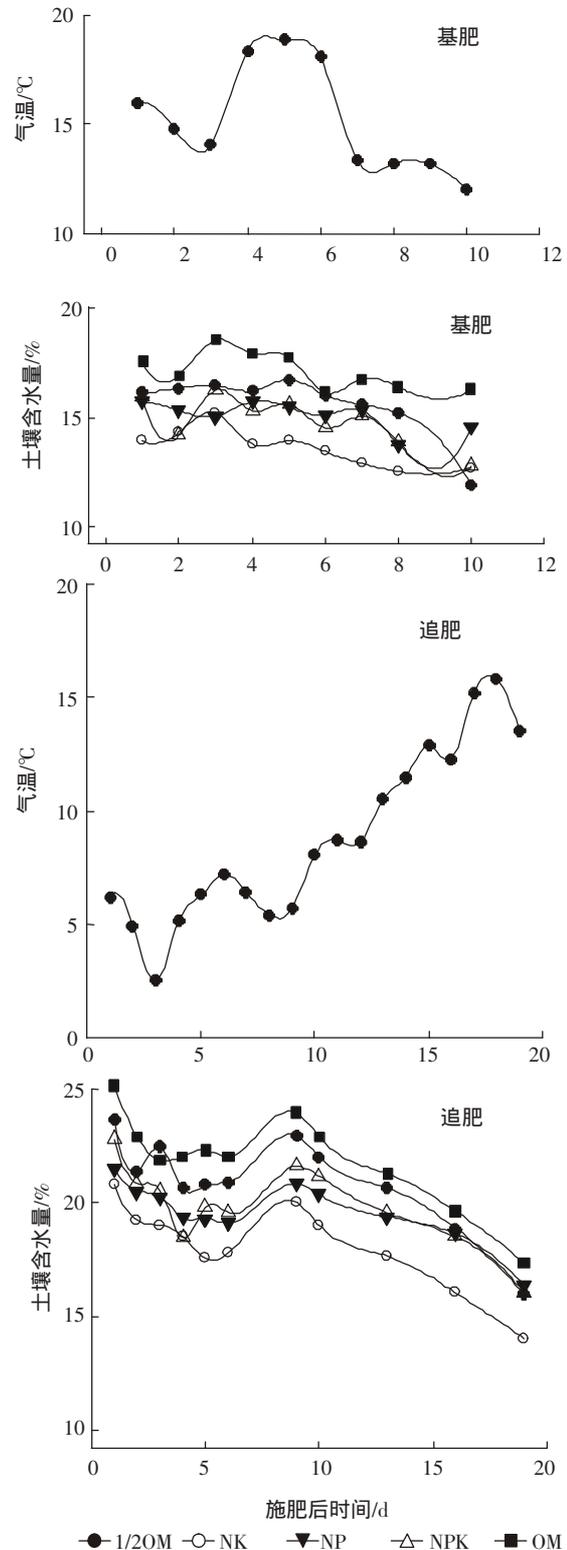


图 4 氮挥发测定期间气温和耕层土壤含水量的变化
Figure 4 Dynamic variation of air temperature and soil moisture content in the surface layer during the monitoring period

水量呈负相关,表明灌溉可以抑制氮肥的氮挥发损失。

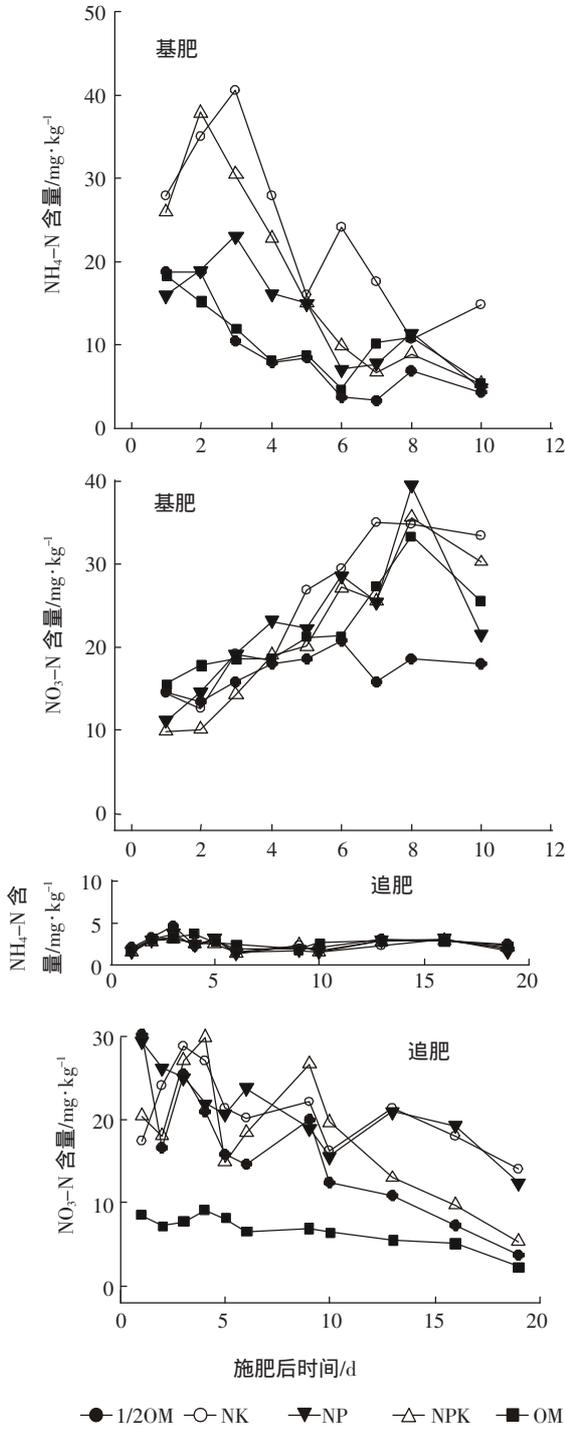


图 5 氨挥发测定期间土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 施肥后的动态变化

Figure 5 Variation of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content in soil surface layer during the monitoring period

2.3 累积氨挥发排放量的动力学拟合

将累积氨挥发排放量(y)与时间(t)用 Elovish 动力学方程($y=a\ln(t)+b$)通过 SPSS13.0 的曲线拟合 (Curve Estimation) 结果如表 4。 R^2 值的结果表明 对

表 3 小麦基肥期氨挥发通量与气温、土壤 NH_4^+ 含量和含水量的关系

Table 3 Correlation between NH_3 flux and air temperature, NH_4^+ concentration or soil moisture content following basal fertilization during the wheat growing season

处理 Treatment	气温 Temperature	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量 NH_4^+ content	土壤含水量 Soil water content
OM	0.381	0.805**	0.490
1/2OM	0.251	0.941**	0.485
NPK	0.866**	0.031	-0.313
NP	0.826**	0.135	-0.358
NK	0.906**	0.037	-0.264

注 * 与 ** 分别表示相关性检验达到显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$) 水平。

基肥期间的实验数据用 Elovish 动力学方程的对数曲线拟合是合适的 ($R^2 > 0.59$) , 但是对追肥期间的数据的拟合效果不好 ($R^2 < 0.4$) 。 其中的原因主要是追肥期间氨挥发速率很低 , 临近测定的检测线 , 使得重复小区之间测定结果的变异系数增大。 方程中的 b 表示第 1 d 的氨挥发量 $b < 0$ 表示氨挥发量很低或者检测不到 $b > 0$ 表示有可测氨挥发量。 表 4 所示的施用无机肥的 3 个处理的 b 值均为负值 , 这表明基肥期尿素施用后第 1 d 尿素的水解还未完成 , 作为氨挥发源的 NH_4^+ 含量不足 , 氨挥发量均极低甚至无法检出。 而施用有机肥的两个处理的 b 值均大于 0 , 表明第 1 d 就有可测的氨挥发量 , 这与有机肥本身含有 NH_4^+ 有关。 方程中的 a 值是氨挥发量 y 随 $\ln(t)$ 的变化速率 , 在相同时间段内 (10 d) 5 个处理之间的 a 值差异显著 ($P < 0.01$) , 其中 NK 处理最大 , 1/2OM 处理最小 , 分别为 8.649 和 3.695 , NK 处理超出 1/2OM 处理 1 倍多。 追肥期间 b 值均为负值 , 表明施用尿素处理的氨挥发在第 1 d 均无法测得 , 而 a 值远低于基肥期 , 以 1/2OM 最大 , OM 最小 , 分别为 0.682 和 0.009 , 其原因主要是追肥期氨挥发速率强度较弱 , 1/2OM 处理的 a 值高于其他处理可能与其脲酶活性高有关 , 而 OM 处理未施肥^[6]。 数据的对数方程拟合参数再现了基肥期氨挥发强于追肥期 , 并且 NK 处理具有高氨挥发潜力的实验结果。 运用 Elovish 动力学方程($y=a\ln(t)+b$)对氨挥发累积排放量与时间进行拟合已经在褐潮土和南方红壤上进行了很好的验证^[7-8]。

3 讨论

3.1 不同肥料处理对氨挥发损失的影响

不同种类无机肥料配施影响着氨挥发强度。

表4 不同处理的累积氨挥发排放量(y)与时间(t)的动力学方程拟合曲线
Table 4 Fitting curves of kinetics equations between cumulative losses of ammonia(y) and time(t)

处理 Treatment	N	基肥 Basal fertilization		追肥 Supplementary fertilization	
		拟合方程 Model equation	R^2	拟合方程 Model equation	R^2
1/2OM	30	$Y=3.695\ln(t)+3.846$	0.598**	$Y=0.682\ln(t)-0.577$	0.201**
NK	30	$Y=8.649\ln(t)-2.491$	0.635**	$Y=0.101\ln(t)-0.087$	0.186**
NP	30	$Y=5.411\ln(t)-1.550$	0.862**	$Y=0.187\ln(t)-0.162$	0.338**
NPK	30	$Y=6.126\ln(t)-2.241$	0.834**	$Y=0.136\ln(t)-0.126$	0.166**
OM	30	$Y=4.824\ln(t)+5.599$	0.862**	$Y=0.009\ln(t)-0.009$	0.393**

注: * 与 ** 分别表示相关性达到显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$)水平。

Ouyang 等^[9]发现,氮肥配施磷钾肥可以有效抑制氨挥发,其原理是所施过磷酸钙中的游离酸可降低土壤 pH 值,同时钾离子也可以把土壤吸附的 H^+ 交换出来降低土壤 pH 值,从而减少了土壤氨挥发。Reddy 等^[10]发现,尿素配施 KCl 后,氨挥发量比对照下降 8%。本研究中, NK 处理氨挥发损失量显著高于 NPK、1/2OM 和 NP 处理,这些差异主要发生在基肥施用后。从图 5 可见, NK 处理基肥施用后土壤 NH_4^+ 含量始终高于其他处理, NO_3^- 含量则在施肥后前 6 d 相对较低,可能与我们室内培养试验获得的 NK 处理硝化能力弱于 NPK、OM 和 1/2OM 处理,降低了 NH_4^+ 转化为 NO_3^- 速率有关,而土壤较强的尿素水解能力也可能导致 NH_4^+ 含量较高, NK 处理是否存在这一现象,有待深入研究。土壤有机质快速分解可能产生大量 NH_4^+ ,从而导致强烈的氨挥发,但是从表 1 来看, NK 处理土壤有机质含量很低,产生大量 NH_4^+ 的可能性不大,因此 NK 处理高的氨挥发很可能与氮素的转化机制有关。与 NPK 处理相比,有机肥的施用也显著提高了土壤氨挥发(表 2),与李菊梅等^[11]在南方水田上获得的结果不尽一致,他们发现有机肥处理较 NPK 处理降低了土壤氨挥发,产生这种差异的原因可能是稻田田面水迅速溶解有机肥中的 NH_4^+ ,从而降低了氨分压,相反,北方旱地土壤基肥施用后由于较高的土壤 pH 值,在没有及时灌水的情况下有机肥中的 NH_4^+ 很快以氨的形式逸出土表。从图 2 可见,有机肥处理最大氨挥发速率出现时间明显早于无机肥处理,有机肥中的 NH_4^+ 在施肥后很快得到释放,从而造成短时间内高强度氨挥发。尿素施用后需要 2~4 d 才能水解为 NH_4^+ ^[12-14],因此氨挥发峰值要比有机肥处理滞后。另一方面,潮土硝化能力较强,尿素施用后 7 d 左右 90% 以上的 N 已经转化为硝态氮,进一步降低了氨挥发损失^[15]。

3.2 环境因子对氨挥发的影响

氨挥发强度受环境因素、土壤性质、作物生长和

NH_4^+ 浓度等因素影响。环境因子中,气温、风速和降水是最重要的 3 个因素,在密闭抽气法中由于气体的流动速率受人为控制,因此氨挥发强度主要受温度、耕层土壤的铵浓度和土壤性质影响。氨挥发速率和当天的气温、土壤或者田面水中 NH_4^+ 含量有很好的正相关关系^[16-19]。对小麦基肥期的氨挥发速率与气温相关分析结果表明(表 3),无机氮肥处理的氨挥发速率与气温均具有显著的正相关关系, R 值在 0.866~0.906 之间。温度对氨挥发速率的影响机制主要有气温升高提高了气体扩散系数,气体能够更快地从液相向气相转移。此外,温度的上升可以增加尿素水解的速率、土壤液相中氨的比例,在 pH 值为 8 时, 15 °C 条件下氨在 NH_4^+ 中的比例是 9 °C 时的 2 倍^[18]。相反,有机肥处理氨挥发速率与气温之间没有显著关系,表明有机肥处理氨挥发速率受其他因素控制。有机肥施用后经过初期的强氨挥发后,土壤中 NH_4^+ 含量已经很低(图 5),需要通过有机肥的矿化来补充 NH_4^+ ,而无机肥处理的尿素经过水解后产生大量 NH_4^+ ,氨挥发的底物供应不是限制因子的情况下,温度对挥发速率有重要影响,而有机肥挥发的底物很少的情况下,气温不是主要的影响因子。因此,氨挥发与气温的关系受底物供应的调控。

土壤水分对氨挥发的影响文献报道并不一致, Alkanani 等^[20]的培养实验发现,尿素表施条件下氨挥发量随土壤含水量增加而提高。Fenn 等^[21]指出,当土壤含水量超过临界值 8% 时,土壤水分含量对氨挥发的影响很小。Bouwmeester 等^[22]发现,尿素的氨挥发与初始土壤含水量有关,当初始土壤水分含量上升 10% 时,氨挥发量可以提高 8%。周静等^[8]在红壤上施用尿素后的测定结果表明,氨挥发强度与土壤水分含量之间无显著关系,只是高含水量土壤峰值出现的时间提前了。长期实验地上的测定结果显示,灌水时间的差异强烈地影响着氨挥发量,基肥施前灌水使得大部分

尿素残留在土壤表面,相反施肥后灌水,大部分尿素随水渗入下层土壤,增加了土壤颗粒对 NH_4^+ 的吸附和植物根系吸收的几率,并且氮肥下渗到一定深度后增加了氨扩散上升到土壤表面的阻力^[13]。土壤水分含量对氨挥发速率的影响与肥料种类有关,有机肥处理氨挥发速率与土壤含水量呈一定的正相关关系,而无机肥处理则呈负相关(表 3)。

由图 4 可以看出,基肥施入后,土壤水分波动不大,且土壤含水量显著低于追肥期间($P<0.01$),较高的土壤含水量可以稀释土壤液相中的 NH_4^+ ,降低了氨分压^[23]。而无机肥(NPK、NK 和 NP)处理氨挥发速率与土壤含水量之间存在负相关关系,表明较高的土壤含水率一定程度上可以降低氨挥发强度,而有机肥处理的 OM 与 1/2OM 的氨挥发速率却与土壤含水量呈正相关关系,与很多报道的结果不符合,这可能是因为有有机肥处理的氨挥发速率的最大值出现在施肥灌水后,恰好与土壤水分峰值重合有关。

土壤中 NH_4^+ 作为氨挥发的物质来源,其浓度与氨挥发速率密切相关^[5]。所有处理的氨挥发速率均与土壤 NH_4^+ 含量呈正相关,但只有施用有机肥的两个处理达到显著水平(表 3)。从图 5 所示的耕层土壤的 NH_4^+ 含量变化可以看出,基肥期土壤中 NH_4^+ 含量要远高于追肥期,其中温度对尿素水解速率的影响不可忽略^[24],但是有结果表明当温度从 23 °C 降到 4 °C 时,脲酶活性仅降低了 25%^[25]。对土壤样品的 NO_3^- 含量分析结果发现,两次施肥期间 NO_3^- 含量差异并不大,而 NH_4^+ 是土壤中 NO_3^- 的来源,可以推测追肥期间的气温并未对尿素水解产生很大影响,因此灌水有可能是造成两次施肥之间 NO_3^- 含量差异的主要因素。追肥后的灌水不仅将撒施的尿素带入下层土壤,增加了土壤颗粒的吸附,同时也增大了氮素与土壤的接触面积,从而加速了尿素的水解与 NH_4^+ 的硝化过程。

3.3 土壤性质对氨挥发的影响

相关分析表明(表 5),累积氨挥发量与土壤 pH 值、容重和总氮呈一定程度的正相关,而与土壤有机质和 CEC 呈负相关,其中与 pH 关系达到显著水平

表 5 累积氨挥发量与土壤性质之间的 Pearson 相关系数

Table 5 The Pearson correlation between cumulative amount of NH_3 volatilization and soil properties

相关系数 Correlation coefficient	容重 BD	pH	土壤有机 碳 SOC	阳离子交 换量 CEC	总氮 TN
累积氨挥发量	0.231	0.977*	-0.067	-0.243	0.147

注 * 与 ** 分别表示在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平上达到显著相关。

($P<0.01$)。这与水田测定结果相一致,pH 值升高可以加快 NH_4^+ 向 NH_3 转化速率,显著提高氨挥发速率^[26]。现有氨挥发模型中,土壤 pH 值都是影响氨挥发量重要的参数之一^[27-28]。Duan 等^[29]发现土壤 CEC 对氨挥发具有很高的负相关度,CEC 对氨挥发的影响机制主要是高 CEC 可以增加土壤对 NH_4^+ 的吸附容量,降低土壤液相中的氨含量,同时提出由于 CEC 与土壤有机质含量的高度相关,因此增大土壤有机质含量可以有效降低氮肥的氨挥发损失。

4 结论

不同施肥时期氨挥发量差异显著,小麦季氨挥发主要发生在基肥施用后。不同处理的氨挥发总量存在一定差异,有机肥和 NK 肥施用极易诱发氨挥发,而 NPK 平衡施肥则可以减少氨挥发损失。氨挥发速率与温度密切相关,施肥后灌水则可以有效抑制氨挥发损失。

参考文献:

- [1] 陈新平,张福锁. 小麦-玉米轮作体系养分资源综合管理理论与实践[M]. 北京:中国农业大学出版社,2006.
CHEN Xin-ping, ZHANG Fu-suo. Theory and practices of the integrated management of nutrient resources in wheat-maize rotation system [M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2006.
- [2] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45: 778-783.
ZHU Zhao-liang. Research on soil nitrogen in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45: 778-783.
- [3] Apsimon HM, Kruse M, Bell JNB. Ammonia emissions and their role in acid deposition[J]. *Atmospheric Environment*, 1987, 21: 1939-1946.
- [4] Sutton MA, Lee DS, Dollard GJ. Atmospheric ammonia: Emission, deposition and environmental impacts—Introduction[J]. *Atmospheric Environment*, 1998, 32: 269-271.
- [5] 李慧琳,韩勇,蔡祖聪. 运用 Jayaweera-Mikkelsen 模型对太湖地区水稻田稻季氨挥发的模拟[J]. 环境科学, 2008, 29(4): 1045-1052.
LI Hui-lin, HAN Yong, CAI Zu-cong. Modeling the ammonia volatilization from common urea and controlled releasing urea fertilizers in paddy soil of Taihu region of China by Jayaweera-Mikkelsen model[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(4): 1045-1052.
- [6] 王俊华,尹睿,张华勇,等. 长期定位施肥对农田土壤酶活性及其相关因素的影响[J]. 生态环境, 2007, 16(1): 191-196.
WANG Jun-hua, YIN Rui, ZHANG Hua-yong et al. Changes in soil enzyme activities, microbial biomass, and soil nutrition status in response to fertilization regimes in a long-term field experiment[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(1): 191-196.
- [7] 王珏,巨晓棠,张丽娟,等. 华北平原小麦季氮肥氨挥发损失及影响因素研究[J]. 河北农业大学学报, 2009, 32(3): 5-11.
WANG Jue, JU Xiao-tang, ZHANG Li-juan et al. Ammonia volatiliza-

- tion of N fertilizer and influencing factors in the North China Plain[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei* 2009 32(3) 5-11.
- [8] 周静, 崔键, 王霞. 红壤不同含水量对尿素氨挥发的影响[J]. *土壤* 2008 40(6) 930-933.
ZHOU Jing, CUI Jian, WANG Xia. Effects of Red Soil Moisture on Ammonia Volatilization of Urea[J]. *Soils* 2008 40(6) 930-933.
- [9] Ouyang DS, Mackenzie AF, Fan MX. Ammonia volatilization from urea amended with triple superphosphate and potassium chloride[J]. *Soil Science Society of America Journal* 1998 62(5) :1443-1447.
- [10] Reddy DD, Sharma KL. Effect of amending urea fertilizer with chemical additives on ammonia volatilization loss and nitrogen-use efficiency[J]. *Biology and Fertility of Soils* 2000 32(1) 24-27.
- [11] 李菊梅, 徐明岗, 秦道珠, 等. 有机肥无机肥配施对稻田氨挥发和水稻产量的影响[J]. *植物营养与肥料学报* 2005 11(1) 51-56.
LI Ju-mei, XU Ming-gang, QIN Dao-zhu, et al. Effects of chemical fertilizers application combined with manure on ammonia volatilization and rice yield in red paddy soil[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* 2005 11(1) 51-56.
- [12] Overrein LN, Moe PG. Factors affecting Urea Hydrolysis and Ammonia Volatilization in Soil[J]. *Soil Science Society of America Proceedings* 1967 31(1) 57-64.
- [13] Nasti A, Toderi G, Bernati E. Ammonia volatilization and yield response from urea applied to wheat with urease (NBPT) and nitrification (DCD) inhibitors[J]. *Agrochimica* 2000 44(5-6) 231-239.
- [14] Rawluk C, Grant CA, Racz GJ. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT[J]. *Canadian Journal of Soil Science* 2001 81(2) 239-246.
- [15] 范晓晖, 林德喜, 沈敏, 等. 长期试验地潮土的矿化与硝化作用特征[J]. *土壤学报* 2005 42(2) 340-343.
FAN Xiao-hui, LIN De-xi, SHEN Min, et al. Characteristics of mineralization and nitrification in the calcareous soils from a long-term fertilization experimental field [J]. *Acta Pedologica Sinica* 2005 42(2) : 340-343.
- [16] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氨挥发的研究[J]. *土壤学报* 2005 42(2) 253-259.
HE Fa-yun, YIN Bin, JIN Xue-xia, et al. Ammonia Volatilization from Urea Applied to Two Vegetable Fields in Nanjing Suburbs[J]. *Acta Pedologica Sinica* 2005 42(2) 253-259.
- [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[J]. *土壤学报* 2004 41(2) 265-269.
SONG Yong-sheng, FAN Xiao-hui, LIN De-xi, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu region and its influencing factors [J]. *Acta Pedologica Sinica* 2004 41(2) 265-269.
- [18] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992.
ZHU Zhao-liang, WEN Qi-xiao. Nitrogen in soils of China[M]. Nanjing: Phoenix Science Press, 1992.
- [19] Fan XH, Song YS, Lin DX, et al. Ammonia volatilization losses from urea applied to wheat on a paddy soil in Taihu Region, China[J]. *Pedosphere* 2005 15(1) 59-65.
- [20] Alkanani T, Mackenzie AF, Barthakur NN. Soil-water and ammonia volatilization relationships with surface-applied nitrogen-fertilizer solutions[J]. *Soil Science Society of America Journal* 1991 55(6) :1761-1766.
- [21] Fenn LB, Escarzaga R. Ammonia volatilization from surface applications of ammonium-compounds on calcareous soils[J]. *Soil Science Society of America Journal* 1976 40(4) 537-541.
- [22] Bouwmeester RJB, Vlek PLG, Stumpe JM. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a Urea-Fertilized Soil [J]. *Soil Science Society of America Journal* 1985 49(2) 376-381.
- [23] Sogaard HT, Sommer SG, Hutchings NJ, et al. Ammonia volatilization from field applied animal slurry—the ALFAM model[J]. *Atmospheric Environment* 2002 36(20) 3309-3319.
- [24] 王朝辉, 田霄鸿, 李生秀. 冬小麦生长后期地上部分氮素的氨挥发损失[J]. *作物学报* 2004 27(1) :1-6.
WANG Zhao-hui, TIAN Xiao-hong, LI Sheng-xiu. Nitrogen losses from winter wheat plant by NH₃ volatilization in late growing stage[J]. *Acta Agronomica Sinica* 2004 27(1) :1-6.
- [25] 孙庆元, 张雪崧, 王艳红. 土壤脲酶抑制剂正丁基硫代磷酸三胺的作用基团研究[J]. *土壤* 2007 39(3) 492-495.
SUN Qing-yuan, ZHANG Xue-song, WANG Yan-hong. Functional groups of soil urease inhibitor NBPT[J]. *Soils* 2007 39(3) 492-495.
- [26] 田玉华, 贺发云, 尹斌, 等. 太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发的影响[J]. *土壤学报* 2007 44(5) 893-900.
TIAN Yu-hua, HE Fa-yun, YIN Bin, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu region as affected by N and P combination in fertilization[J]. *Acta Pedologica Sinica* 2007 44(5) 893-900.
- [27] Velthof GL, Oudendag D, Witzke HR, et al. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE [J]. *Journal of Environmental Quality* 2009 38(2) 402-417.
- [28] Nyord T, Schelde KM, Sogaard HT, et al. A simple model for assessing ammonia emission from ammoniacal fertilizers as affected by pH and injection into soil[J]. *Atmospheric Environment* 2008 42(19) : 4656-4664.
- [29] Duan ZH, Xiao H L. Effects of soil properties on ammonia volatilization[J]. *Soil Science and Plant Nutrition* 2000 46(4) 845-852.