植物营养与肥料学报 2011,17(5):1131-1139
Plant Nutrition and Fertilizer Science

黄河上游灌区稻田氨挥发损失研究

张 惠[1,2], 杨正礼[1*], 罗良国[1*], 张晴雯[1], 易 军[1], 王永生[1], 陈媛媛[1], 王 明[1]
(1 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081; 2 宁夏职业技术学院, 宁夏银川 750002)

摘要: 采用密闭气室间歇式抽气法研究了黄河上游灌区不同施肥处理下稻田氨挥发损失特征。结果表明,在水稻全生育期不同施肥处理下稻田氨挥发量为 N 27.6～94.1 kg/hm^2,肥料氮损失率为 16.4%～22.2%; 不同施肥阶段氨挥发损失持续时间为 10 d 左右,氨挥发最大峰值均发生在施肥后 2～3 d; 分蘖肥后氨挥发损失量最大,损失量占全生育期损失总量的 27.1%～37.0%。温度、光照、pH 值是黄河上游灌区氨挥发的主要影响因素,稻田田面水铵浓度与氨挥发呈显著线性正相关。稻田氨挥发损失量随氮肥施用量的增加而增加,与习惯施肥(N_{300})相比,减氮 20%(N_{240})及有机肥和化肥配合施用($N_{240-1/2OM}$)均能有效减少稻田氨挥发损失,且这两个处理的水稻产量最高,是生态效益和经济效益双赢的最佳模式。

关键词: 黄灌区; 稻田; 施肥; 氨挥发
中图分类号: S153.6+1　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1008-505X(2011)05-1131-09

Study on the ammonia volatilization from paddy field in irrigation area of the Yellow River

ZHANG Hui[1,2], YANG Zheng-li[1*], LUO Liang-guo[1*], ZHANG Qing-wen[1], YI Jun[1], WANG Yong-sheng[1], CHEN Yuan-yuan[1], WANG Ming[1]
(*1 Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, CAAS, Beijing 100081, China; 2 Ningxia Vocational and Technical College, Yinchuan 750002, China*)

Abstract: The batch-type airflow enclosure method was adopted to measure the ammonia volatilization (AV) from paddy field under different fertilization rates in irrigation area of the Yellow River. The results indicated that, total amount of AV loss generally increased with the urea application rate in paddy field. During the whole rice growing season, AV loss varied from N 27.6 to 94.1 kg/ha, which accounted for 16.4%-22.2% of applied N. The AV lasted for 10 days and the peak of AV occurred 2-3 days after fertilization. Most of the AV loss occurred at the tillering dressing stage, which accounted for 27.1%-37.0% of the total AV loss throughout the rice growing season. The AV in irrigation area of the Yellow River was affected mainly by temperature, light and pH value. The AV loss has a significant positive linear relationship with the ammonium concentrations in surface water of paddy field. Compared with the local fertilizer application (N_{300}), optimizing N application (N_{240}) and N fertilizer application amended with organic manure ($N_{240-1/2OM}$) could obviously reduce the AV loss from the field, meanwhile, get a desirable yield. Based on our experiment, the optimum fertilization formula for the paddy field in irrigation area of the Yellow River is N_{240} and $N_{240-1/2OM}$.

Key words: irrigation area of the Yellow River; paddy soil; fertilization; ammonia volatilization

---

收稿日期: 2010-12-28　　**接受日期**: 2011-03-24
基金项目: 国家科技重大专项课题(2009ZX07212-004); 国家自然科学基金(40701099); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助。
作者简介: 张惠(1967—),女,宁夏银川人,博士研究生,主要从事植物营养及农业污染控制方面的研究。E-mail: zhanghuinany@yahoo.com.cn
* 通讯作者 Tel: 010-82108989, E-mail: yangzl426@126.com, luolg@caas.net.cn

农业生产的快速发展和农业集约化程度的提高,促使我国粮食主产区农田氮肥投入量逐年增加,氮肥利用率降低,农业面源污染加重,导致许多地区水体富营养化。研究表明,我国稻田肥料氮利用率仅为30%～40%[1-2]。进入农田的氮素除被植物吸收利用外,大量的氮素残留在土体中,或以气态、液态等形式损失,对水体和空气等造成不同程度的污染[3]。氨挥发是氮素进入农田后主要的损失途径之一[3-5],稻田挥发氨通过大气干湿沉降进入地表水体,加剧水体富营养化[6-8]。黄河上游灌区(俗称宁蒙灌区)由于便利的灌溉条件和较好的光热资源,多年来一直是西北地区乃至全国重要的商品粮基地,水稻是重要的粮食作物。据统计,自2000年以来的10年间水稻种植面积一直稳定在18×10^4 hm^2左右,2008年黄河上游灌区水稻种植面积占全国水稻种植总面积的0.6%,稻谷总产量占全国总产的0.71%,平均单产较全国平均单产高1213 kg/hm^2,属于水稻高产区[9-10]。调查表明,近年来氮肥施用量增加趋势明显,农民习惯氮肥施用量达N 300 kg/hm^2,氮肥利用率为25%～30%,损失严重;大量的氮素随氨挥发、淋溶损失进入大气和水体,对生态环境产生极大威胁。因此,研究黄河上游灌区稻田氮素氨挥发损失对维护这一地区生态安全具有重大意义。

国内外围绕农田氨挥发问题已经开展了大量研究,在氨挥发的发生机理、测定方法、氮肥种类、施氮量及水肥管理措施等方面取得了许多重要的研究成果[11-17]。农田氨挥发主要受氮肥施用量和施肥方式的影响,农田灌水及土壤pH值、温度等也是影响土壤氨挥发的重要因素[18-20]。我国对稻田氨挥发的研究主要集中在南方土壤,对北方稻田氨挥发研究相对较少。本研究以黄河上游灌区具有代表性的宁夏灌区稻田为对象,针对由于稻田氨挥发引起的氮肥利用率偏低,农业面源污染严重等问题,采用田间小区试验,通过不同施肥处理下水稻生长季内施肥后氨挥发损失,探讨氨挥发损失影响因素,估算黄河上游灌区稻田氨挥发损失量,以期为黄河流域大型灌区农田提高氮肥利用率,加强氮素污染控制提供理论依据。

1 材料及方法

1.1 试验区概况

试验于2010年在黄河上游灌区宁夏银川灵武良种繁殖场(38°8′N,106°16′E)进行。该区位于黄河上游下段,属于宁夏中部干旱带。年平均降水量192.9 mm,年蒸发量1762.9 mm,年均气温8.9℃,无霜期152 d,年日照时数3011 h,年内水量分配不均,春季占18.2%、夏季占58%、秋季占21%、冬季占2.1%。该区农业以引黄自流灌溉为主,地势平坦。土壤类型为灌淤土,耕作层厚度为30 cm左右,试验区以水稻为主,水稻多年平均产量8850 kg/hm^2。2010年试验前0—120 cm土壤剖面理化性状见表1。

表1 供试土壤基本理化性状

Table 1 Physical and chemical properties of the experimental soil

土层深度 Soil depth (cm)	有机质 OM	全氮 Tot. N	全磷 Tot. P	碱解氮 Avail. N	有效磷 Avail. P	速效钾 Avail. K	NO_3^--N	NH_4^+-N	pH	全盐 Tot. salt
	(g/kg)			(mg/kg)						(g/kg)
0—20	14.87	1.09	0.80	96.33	29.27	151.67	10.10	1.09	8.58	1.13
20—40	13.07	0.99	0.76	69.00	16.80	144.00	7.52	1.08	8.71	0.93
40—80	5.73	0.52	0.48	41.67	4.50	101.67	7.05	0.80	8.93	0.75
80—120	3.67	0.38	0.51	21.33	4.80	89.33	6.25	0.94	9.29	0.64

1.2 试验设计

田间小区试验设5个施肥处理:1)农民习惯施N 300 kg/hm^2(N_{300});2)优化施N 240 kg/hm^2,即在习惯氮肥的基础上减氮20%(N_{240});3)不施氮肥对照(N_0);4)化学氮肥和有机肥配合,即化肥N 210 kg/hm^2,猪粪30×10^3 kg/hm^2(含N 0.3%),相当于N 90 kg/hm^2(N_{300-OM});5)优化施肥组合,即化肥N 195 kg/hm^2,猪粪15×10^3 kg/hm^2,相当于N 45 kg/hm^2($N_{240-1/2OM}$)。每处理3个重复,小区面积6 m×10 m,随机排列。氮肥用尿素,40%作基肥,在5月19日灌水泡田后结合平田撒施在耕作层表面,60%在插秧后根据水稻植株生理需求和长势长相,于5月30日(分蘖肥30%),6月23日(拔节肥)20%,7月21日(粒肥)10%分3次追施。有机肥

(猪粪)、磷肥(P_2O_5 105 kg/hm^2)和钾肥(K_2O 60 kg/hm^2)在整地泡田之前作为基肥结合翻耕入土。

水稻采用育苗移栽的方式,5 月 12 日插秧。水稻整个生育期常规灌水处理,共灌水 23 次,灌水量为1600 mm,从5 月9 日开始灌水泡田,8 月 13 日后停止灌水。其他田间栽培管理与当地习惯一致。

1.3　氨气的捕获方法

采用密闭气室间歇式抽气法[5, 11]。气态 NH_3 采集的基本原理为:使用抽气减压的办法将田面挥发氨吸入装有20% 硼酸溶液的洗气瓶,使其吸收固定于硼酸溶液中,再用标准酸溶液(0.02 mol/L H_2SO_4)滴定硼酸所吸收氮的数量[21]。密闭气室由 PVC 材料制成的底箱和顶箱两部分组成,直径为 20 cm,高 30 cm,与 500 mL 玻璃吸收瓶、微型真空泵(最大流量 38 L/min)及流量计连接。密闭气室顶部有两个通气孔,其中一个通气孔(直径 30 mm)与架在离地面 2.5 m 高度的通气管相连,用一蘸有磷酸甘油的海绵塞入通气管顶部以减少地表空气交换对氨挥发测定的影响。抽气时通过流量计调节密闭气室换气频率为 10 ~ 15 次/min。氨气采样仪器设备见图 1。

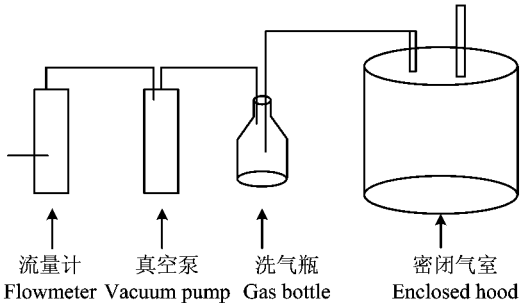

图 1　氨气田间捕获装置图

Fig. 1　Sketch of NH_3 absorption equipment in the paddy field

采样时间为每次施肥后当天开始,直至不同处理小区氨挥发与对照无差别为止。每次抽样时间为下午 4:00 ~ 7:00,采样时保证抽气 2 h,每抽气 30 min 后将密闭室随机移位以消除施肥不匀对试验结果的影响。田间吸收结束后,将吸收氨气的硼酸溶液用标准硫酸溶液滴定至溶液呈紫红色,同时进行空白试验。每次抽气同时记录田间气温和地表温度(水稻田有水层时记录田间水温)。

通过单位面积和单位时间内的 NH_3 挥发通量计算得出氨挥发速率,由此得出日氨挥发通量,计算公式为:

$$W_N = [(V - V_0) \times C \times M \times 10^{-3}]/2 \quad (1)$$

式(1)中:W_N 指单位时间内硼酸所吸收氮的数量(g);V 为滴定消耗硫酸标液的量(mL);V_0 为空白滴定消耗硫酸标液的量(mL);C 为硫酸标液的浓度(0.023 mol/L);M 指氮的摩尔质量(14 g/mol)。

$$NH_3\text{-}N = [(W_N \times 24) \times 10]/S \quad (2)$$

式(2)中:W_N 指单位时间内硼酸所吸收氮的数量(g);S 为收集装置的横截面积(m^2)。根据施肥后日氨挥发量用加权法计算得出水稻整个生育期内累积氨挥发量[kg/(hm^2 · d)]。

采用 Excel 2007 和 SPSS13.0 软件对数据进行统计分析。

2　结果与分析

2.1　稻田不同施肥时期氨挥发损失速率

稻田氮肥施用后各处理氨挥发损失规律(图 2)看出,各处理都表现为在施肥后 2 ~ 3 d 氨挥发速率达到最大值。施基肥后稻田氨挥发速率较低,持续时间大约 10 d 左右。各处理氨挥发速率均在施肥后第 3 d 出现第一个峰值,不同处理氨挥发速率为 5.9 ~ 4.0 kg/(hm^2 · d),第 4、5 d 由于温度和日照等因素的影响挥发速率明显下降(图 3)。5 月 11 日基肥后试验区春季气温持续偏低,施肥后的一周内大气最高温度、0 ~ 5 cm 地表温度持续偏低,分别在 17℃ ~ 24℃ 和 10.9℃ ~ 17.5℃,日照时间短(日平均为 7 h),且在 5 月 12 至 17 日连阴雨天;同时插秧后隔天灌水,以水护苗,可能导致氮肥的大量淋溶损失,氨挥发速率低,挥发损失相对较少。比较不同施肥处理,氨挥发速率随氮肥施用量增加而增大,在相同氮素水平条件下,有机肥和尿素配合施用的氨挥发速率相对较低。

图 2、图 3 看出,分蘖肥后的氨挥发持续时间较长,持续 10 d 左右,且分别在施肥后第 2、4 和 9 d 出现不同程度的峰值,处理 N_{300}、$N_{300\text{-}OM}$、$N_{240\text{-}1/2OM}$、N_{240}、N_0 的氨挥发最大速率分别为 N 9.14、6.75、5.28、6.46 和 0.89 kg/(hm^2 · d)。各处理氨挥发速率受温度和日照时间影响较大,且随氮肥用量增加而加快,这可能是因为分蘖期气温回升较快,最高气温在 21.7℃ ~ 30℃,地表 0—5 cm 或田面水温度也相对较高,在 17℃ ~ 28.9℃,且日照充足(平均日照时间为9.8 h)。在施肥后第 6 d 灌水,第 7 ~ 8 d 下雨,与氨挥发出现的第一个峰值时的气温 30℃ 相比,在 6 月 8 日气温降至 21℃,下降了 7℃ ~ 8℃。

在6月9～10日气温回升到26℃～29℃，出现雨后的第3个峰值。同时下雨对氨挥发峰值的影响也较大(雨水氨氮浓度为3.17 mg/L)。

拔节肥后，氨挥发速率在施肥后第2～3 d即达高峰，N_{300}、$N_{300\text{-}OM}$、$N_{240\text{-}1/2OM}$、N_{240}、N_0各处理氨挥发速率最高值分别为N 6.65、5.47、4.91、3.67和1.47 kg/(hm^2·d)。拔节肥后试验区气温、地表温度都达到最高，分别为21.3℃～35.2℃和21.6℃～29.1℃，施肥后1～5 d平均日照时间为11.3 h。由于追肥比例下降为20%，同时此时水稻植株的吸氮量较大，其挥发速率与分蘖肥相比较低。有机肥处理的氨挥发最大速率滞后于单施尿素的处理，$N_{300\text{-}OM}$、$N_{240\text{-}1/2OM}$在施肥后第3 d氨挥发速率达到最大值，而单施尿素的N_{300}和N_{240}处理在施肥后第2 d即达到最大值，说明有机肥有抑制氨挥发的作用，与李菊梅等[22]研究结果一致。分蘖和拔节期在施肥后第8～9 d均出现不同程度的峰值，雨后高温和长日照条件有很大关系，同时此期降雨对氨挥发峰值也有一定的影响(6月29日雨水中氨氮浓度为1.72 mg/L)。各种因素综合影响导致其挥发持续时间较长，达9～10 d。同时，不施氮肥的对照(N_0)也表现出明显的峰值，其挥发速率为N 1.3～1.5 kg/(hm^2·d)。

在拔节肥后的第3 d晚上灌水，第7～8 d降雨、且温度再次下降到21℃～17℃，出现雨后第3个小的峰值，且持续时间较长。拔节期氨挥发持续时间较长也受到了灌溉水氨浓度(0.21 mg/L)较高的影响。

抽穗开花后植株高，叶面积大，吸收快，同时此期施肥量较小(仅占总施肥量的10%)。所以仅在粒肥后第2 d出现一个很小的峰值，持续时间较短。但空白处理明显偏高，田间灌溉水和降雨对氨挥发影响偏大(灌溉水氨氮浓度为0.3～0.4 mg/L，雨水中铵态氮浓度为2.3～3.0 mg/kg)。夏文建[22]的研究结果也表明，灌溉水铵态氮浓度对稻田氨挥发有影响。

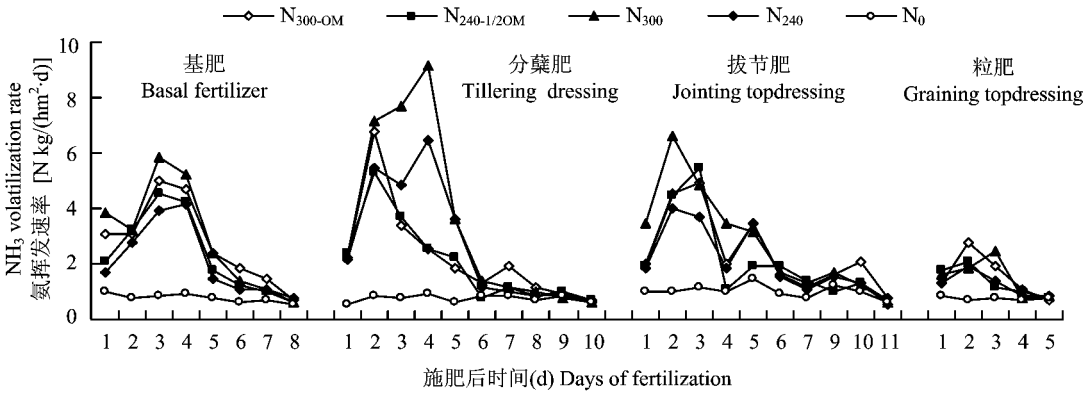

图2 水稻生长季氨挥发速率

Fig. 2 Ammonia volatilization rate during rice growing season

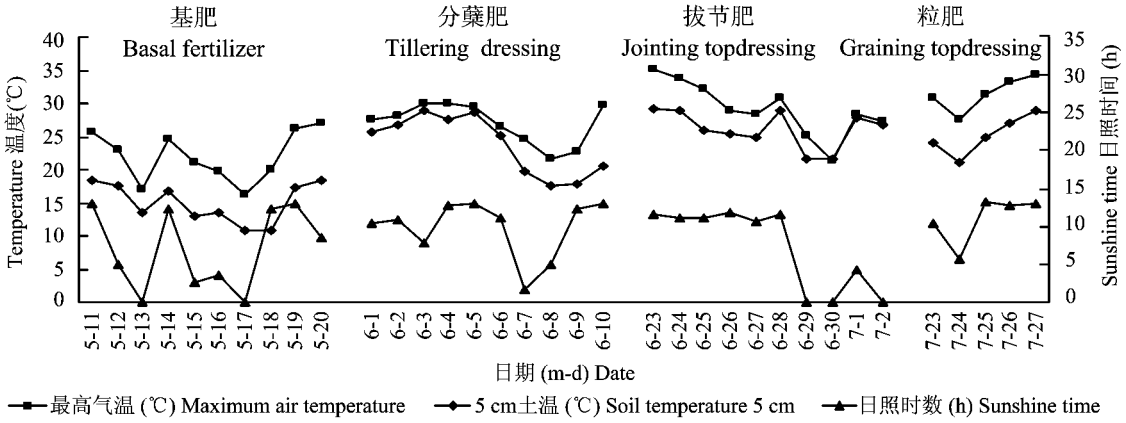

图3 水稻田间氨挥发测定时期的温度和日照时间变化

Fig. 3 Temperature and sunshine in the paddy field during the experimental period

2.2　稻田不同施肥时期氨挥发损失总量

表 2 看出，单施尿素的高氮肥处理 N_{300} 的氨挥发损失量最大，为 N 94.1 kg/hm²；肥料氮损失量也最大，为 N 66.5 kg/hm²，与其它施肥处理的氨挥发通量差异显著。N_{300-OM}、$N_{240-1/2OM}$ 和 N_{240} 处理间氨挥发损失量差异不显著。比较各处理通过氨挥发损失的肥料氮可以看出，高氮肥处理 N_{300} 的氮肥损失量占肥料氮总量的 22.5%，与其它处理差异达极显著水平；N_{300-OM}、N_{240} 和 $N_{240-1/2OM}$ 处理间差异不显著，但与 N_0 相比，差异均达到极显著水平。在同一施氮水平下，有机肥和尿素配合施用的氨挥发量相对较低。说明随着施氮量的增加，氮肥通过氨挥发损失量也增大，而有机肥和化肥配合施用可以降低氨挥发损失，有效提高氮肥利用率。

不同施肥期氨挥发主要发生在分蘖肥和拔节肥期间，损失肥料氮分别为 N 7.5 ～ 34.8 和 10.3 ～ 28.1 kg/hm²；N_{300}、N_{240} 单施尿素处理在分蘖肥后肥料氮损失比例较大，分别占该期氮肥用量的 30.5% 和 27.3%，高于 N_{300-OM}、$N_{240-1/2OM}$ 有机肥化肥配施处理的损失量。拔节期施肥后 N_{300} 处理肥料氮损失量最大，其损失占该期氮肥用量的 29.9%；而 N_{300-OM}、$N_{240-1/2OM}$、N_{240} 处理氨挥发损失量相近。

表 2　不同处理稻田氨挥发损失氮累计量比较（N kg/hm²）

Table 2　NH_3 volatilization loss during the different periods of rice growth

处理 Treatment	基肥 Basal fertilizer	分蘖肥期 Tillering dressing	拔节肥期 Jointing topdressing	粒肥期 Graining topdressing	挥发总氮量 Total NH_3 volatilization	肥料氮的氨挥发损失 NH_3 volatilization loss from fertilizer N
N_{300-OM}	22.2(13.3)	22.6(16.8)	24.2(23.4)	7.7(13.5)	76.7 ± 7.5 b	49.1(16.4)
$N_{240-1/2OM}$	18.8(13.1)	20.8(18.5)	21.3(23.2)	6.7(12.6)	67.6 ± 5.2 b	40.0(16.7)
N_{300}	23.7(14.5)	34.8(30.4)	28.1(29.9)	7.5(12.8)	94.1 ± 5.0 a	66.5(22.2)
N_{240}	17.1(11.2)	27.2(27.3)	20.9(22.3)	6.3(11.1)	71.4 ± 6.6 b	43.8(18.3)
N_0	6.3	7.5	10.2	3.7	27.6 ± 2.3 c	

注(Note)：表格中括号内数据为该期氨挥发通量占该期施肥量的百分比(%) The number in parentheses indicated the percentage of the amount of applying N fertilizer(%)；$P < 0.05$.

2.3　不同施肥期后稻田田面水 NH_4^+ -N 浓度动态变化

稻田不同施肥期后田面水 NH_4^+ -N 浓度的动态变化趋势（图 4）与氨挥发通量的变化（图 2、图 3）相似，各处理不同施肥期 NH_4^+ -N 浓度都在施肥后 2 ～ 3 d 出现最大峰值，在施肥后 7 ～ 8 d 其浓度变化较稳定达到最低值。

不同处理间 NH_4^+ -N 浓度随氮肥施用量的增加而增加，优化施肥处理的浓度比常规施肥处理低。分析氨挥发通量与 NH_4^+ -N 浓度之间的相关性得出，4 个不同施肥处理 N_{300-OM}、$N_{240-1/2OM}$、N_{300}、N_{240} 的 R^2 值分别为 0.626**、0.673**、0.684**、0.660**，表明氨挥发通量与 NH_4^+ -N 浓度呈极显著正线性相关，N_0 氨挥发通量与 NH_4^+ -N 浓度相关性不显著，可见稻田田面水 NH_4^+ -N 浓度的高低是氨挥发的重要影响因素。

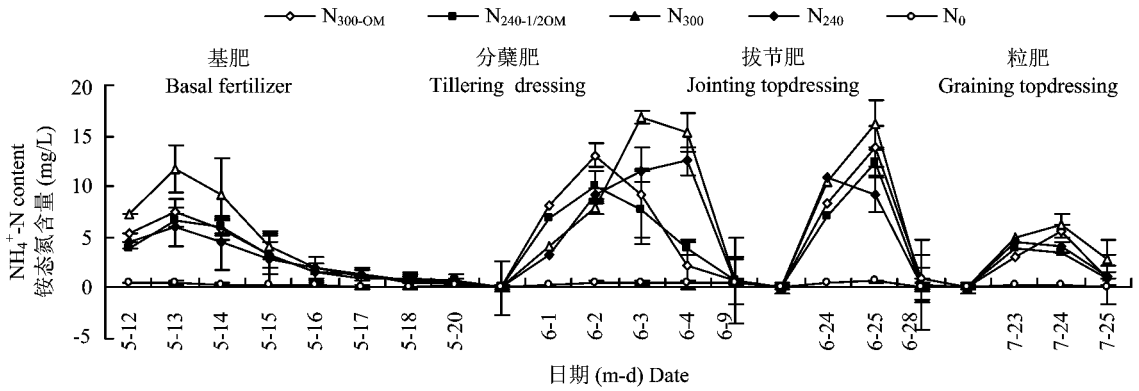

图 4　稻田生长季不同施肥期后田面水 NH_4^+ -N 浓度

Fig. 4　Ammonium concentrations of surface water in rice season under different fertilization treatments

2.4 不同施肥处理对稻谷产量的影响

不同施肥处理对稻谷产量影响的方差分析结果(表3)表明,4种施肥处理水稻产量都显著高于对照,与CK相比,其增产百分率为133%～179%,氮肥的增产效果显著。不同处理间,优化施肥的$N_{240-1/2OM}$、N_{240}处理的水稻产量显著高于其他处理,且以低氮肥且有机肥和化学氮肥配合施用($N_{240-1/2OM}$)的增产效果最好,比N_0增产179%,而高氮肥处理(N_{300-OM}、N_{300})的增产效果显著小于其它处理。结合田间不同生育时期的水稻植株群体动态和产量形成因素,高氮肥处理在生育中后期田间出现倒伏,尤其是单施化肥处理的N_{300}处理,对产量影响较大。

表3 不同施肥处理对水稻产量的影响

Table 3 Rice yield of different fertilization treatment

处理 Treatment	产量 Yield (kg/hm^2)	增产 Increase (%)
N_{300-OM}	8132.6 ± 411.7 b	133 ± 12 b
$N_{240-1/2OM}$	9717.2 ± 295.9 a	179 ± 8 a
N_{300}	8608.1 ± 572.0 b	147 ± 16 b
N_{240}	8898.2 ± 72.9 ab	155 ± 6 ab
N_0	3485.2 ± 195.7 c	

注(Note):数值后不同字母表示差异达5%显著水平 Values followed by different letters mean significant at 5% level.

3 讨论

3.1 不同施肥处理稻田氨挥发损失特征分析

影响农田氨挥发的主要因素包括氮肥施用量、肥料种类、温度、灌溉、降水和pH值等[12-20]。Tian[15]认为,气温是氨挥发的重要驱动因子。当气温高、水分蒸发速率大时,田面水的铵态氮会随水分大量逸散,从而造成水稻季氨挥发损失量较大且集中发生在较短时间内[23-24]。施入稻田的尿素随温度的升高其水解速度会加快,同时水解出的NH_4^+-N在较高pH和较高温度下,其NH_3挥发速率较大[25-26]。比较不同施肥处理,氨挥发速率随氮肥施用量增加而增大,在相同氮素水平条件下,有机肥和尿素配合施用的氨挥发速率相对较低,且后面3次追肥的氨挥发也都表现出此规律。

本试验在5月中旬,基肥后由于阴雨天偏多、气温偏低、日照偏少,不利于水稻秧苗缓苗和返青,同时也减缓了氨挥发的发生。基肥后氨挥发持续时间较长,且挥发速率较低,峰值偏后,挥发量相对较小。有研究表明,农田灌溉有利于尿素水解向铵态氮转化,增加氮的氨挥发损失量,同时也会使尿素等随水下渗到深层土壤,从而降低氨挥发速率[23]。本研究基肥后尽管尿素施用量较大(占氮肥施用量的40%),且在灌水后撒施在土壤表面,此时植株吸收量也很小,但本试验捕获到的氨挥发量相对较低,可能与基肥后稻田隔天灌水、低温等有关。5月下旬以后,气温明显升高(高达30℃左右),日照充足(11 h/d),有利于水稻分蘖、拔节,同时促进了分蘖和拔节肥后氨的生成。分蘖肥后氨挥发速率较大,3次不同程度峰值出现可能与施肥后灌水、气温波动和下雨等因素有较大关系。水稻全生育期气温较高(较往年平均温度高0.8～1.1℃),由于灌溉补水使稻田不同施肥期后保持淹水条件,施入的尿素能很快进行水解。张静等[27]研究认为,氨挥发过程主要发生在施肥后的3 d内;本研究结果表明,稻田氨挥发在施肥后可持续5～10 d。

在pH值较高的碱性条件下,有利于土壤硝化作用的发生[22]。徐明岗等[18]、王朝辉等[19]和朱兆良等[20]的研究认为,pH是影响土壤氨挥发的重要因子,pH升高能促进氨挥发。本研究得出黄河上游灌区稻田氨挥发损失氮量较其它地区严重,可能与本试验区土壤pH值偏高有关。监测调查得出,本试验区土壤背景值0—20 cm土层的pH值在8.2～8.7之间,属于碱性土壤,分蘖肥后田面水pH最高达到8.9。由于黄河上游灌区土壤pH值较高,在稻田生长中后期通过大水灌溉洗盐压碱,致使在拔节后期稻田田面水及土壤表层的pH值逐渐降低到7.2～7.9。本研究得出,氮肥施用对稻田pH值影响变化不明显,相对于单施尿素处理,有机肥和化肥配合施用田面水pH值在水稻拔节肥后相对较低,但处理之间差异不显著,这与李菊梅[13]等认为使用氮肥能显著提高稻田田面水pH值的结论不一致。可能是由于土壤背景值偏高,导致尿素溶解对田面水pH变化的影响结果不明显;同时受灌溉水的pH值影响也相对较大,不同时期灌溉水pH值在8.0～8.7之间。

田面水的NH_4^+-N是水田挥发氨的直接来源[15]。本研究表明,氨挥发损失速率与稻田田面水NH_4^+-N浓度呈极显著线性正相关,表面水NH_4^+-N含量高低直接影响着氨挥发量的大小,与张静[28]、陈健[29]的研究结果一致。肥料氮的释放速率影响着表面水中铵的浓度并进而影响水田氨挥发损失强

度[30-31]。因此，为降低稻田化肥氮的氨挥发损失，应通过合理施肥、改变肥料特性等措施降低施肥后田面水中铵的浓度。

农田氨挥发受氮肥施用量和施肥方式的影响。尿素的施用促进了农田氨挥发损失，并随施肥量增加而增加[13, 22]。本研究表明，氮肥施用过量不仅不会增加稻谷产量，且在水稻生育后期易发生倒伏现象，高氮肥的 N_{300} 和 $N_{300\text{-}OM}$ 处理在水稻灌浆成熟中后期发生了不同程度的倒伏，对产量影响较大。减少氮肥用量，配合施用有机肥不仅能显著提高水稻产量，还能有效降低农田氨挥发损失。因此，适宜的氮肥用量对稻谷产量的增加和氮肥利用率的提高非常重要。

3.2　黄河上游灌区稻田氨挥发损失氮评价

统计资料显示[9-10]，自 2000 年以来的 10 年间，我国氮肥施用量由 2000 年的 2161.5×10^4 吨，增加到 2009 年的 2329.9×10^4 吨，与 2000 年相比，以年均 3.24% 的速度增长（图 5）。黄河上游灌区氮肥施用量由 2000 年的 56.4×10^4 吨，增加到 2009 年的 96.5×10^4 吨，以年均 32.36% 的速度增长，其增长速率是全国平均水平的 10 倍。全国农作物种植面积 2000 年以来相对较稳定，在 15630×10^4 ～ 15863.9×10^4 hm^2 之间；黄河上游灌区农作物种植面积变幅较大，由 2000 年的 693.1×10^4 hm^2，增加到 2009 年的 734.9×10^4 hm^2，与 2000 年相比，以年均 6.78% 的速度增长，其增长速率是全国平均水平的 7.6 倍。扣除种植面积增加引起的氮肥施用量增加外，黄河上游灌区氮肥施用量的快速增长导致其利用率降低，氮素通过各种途径损失的风险相应增加，对生态环境安全也造成极大威胁。^{15}N 标记尿素试验证明[32]，灌区在 N_{300} 的习惯施肥条件下，氮肥通过各种途径损失率达 48.9%。本研究得出通过氨挥发损失的肥料氮的百分率为 22.2%。2009 年黄河上游灌区水稻种植面积为 18×10^4 hm^2，由此可算出，在 N_{300} 的习惯施肥条件下稻田氨挥发损失量为 16.93×10^3 吨。

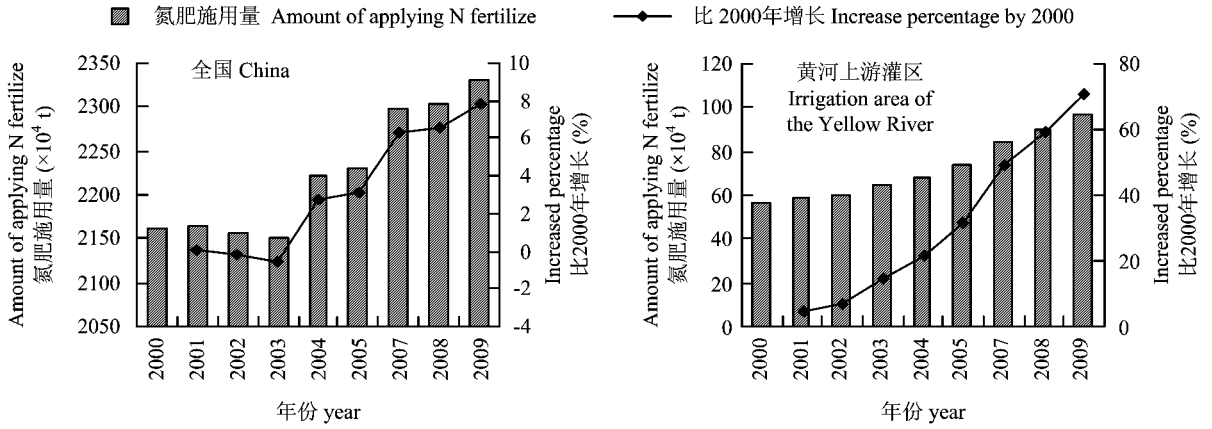

图 5　10 年间氮肥施用量的变化

Fig. 5　The variation of N fertilize application in 10 years

4　结论

1）氮肥施用量是氨挥发的主要影响因素，随着化肥氮素施用量的增加，农田氨挥发速率增大，氨挥发通量也增大。单施尿素的高氮肥处理 N_{300} 的氨挥发损失量最大，有机肥和化肥配合施用及减氮处理的氨挥发损失速率相对较小。优化施肥（$N_{240\text{-}1/2OM}$、N_{240} 处理）的稻谷产量显著高于其它处理，且氨挥发损失最小，是生态效益和经济效益双赢的最佳模式。在黄河上游灌区减少氮肥施用和实行有机肥和氮肥配合施用可以有效地降低氨挥发损失，提高氮肥利用率。

2）氨挥发持续时间、挥发速率受温度、日照、降雨及 pH 值等因素影响较大。水稻基肥施用后，由于降温、降雨、光照不足导致氨挥发持续时间达 10 d 左右，而氮肥损失量相对较低；分蘖肥和拔节肥后气温高、日照充足，同时田面水 pH 值也相对较高，导致氨挥发损失量增大，其氮素损失量也偏大；穗期由于田间群体较大，温度较高，氨挥发在施肥后第 2 d 即达到高峰期，但很快降至与 CK 同一水平。田面水 NH_4^+ -N 浓度与氨挥发损失量呈显著正相关关系，稻田田面水铵态氮浓度可以直观地反映田间氨挥发量的大小。

参考文献:

[1] 彭少兵,黄见良,钟旭华,等. 提高中国稻田氮肥利用率的研究策略[J]. 中国农业科学,2002,35(9):1095-1103.
Peng S B, Huang J L, Zhong X H *et al*. Research strategy in improving fertilizer-nitrogen use efficiency of irrigated rice in China [J]. Sci. Agric. Sin., 2002, 35(9): 1095-1103.

[2] 李庆逵. 中国农业持续发展中的肥料问题[M]. 南昌:江西科学技术出版社,1997.
Li Q K. Fertilizer issues in the sustainable development of China agriculture[M]. Nanchang: Jiangxi Science and Technology Press, 1997.

[3] 朱兆良,文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京:江苏科技出版社,1992. 171-185.
Zhu Z L, Wen Q X. Soil nitrogen in China [M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 171-185.

[4] Kissel D E, Brewer H L, Arkin G F. Design and test of a sampler for ammonia volatilization [J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1977, 42: 1133-1138.

[5] Fillery I R P, De Date S K. Ammonia volatilization from nitrogen volatilization as an N loss mechanism in flooded rice fields [J]. Fert. Res., 1986, 9: 78-98.

[6] Conrad Y, Fohre N. Modeling of nitrogen leaching under a complex winter wheat and red clover crop rotation in a drained agricultural field [J]. Phys. Chem. Earth, 2009,34: 530-540.

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

[8] 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[J]. 应用生态学报,2003,14(11):1884-1888.
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[J]. Chin. J. Appl. Ecol., 2003, 14 (11): 1884-1888.

[9] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴(2009) [M]. 北京:中国统计出版社,2009.
National Bureau of Statistics of China. China statistical yearbook 2009 [M]. Beijing: China Statistics Press, 2009.

[10] 宁夏回族自治区统计局、中华人民共和国国家统计局. 宁夏统计年鉴(2009)[M]. 北京:中国统计出版社,2009.
Bureau of Statistics of Ningxia, National Bureau of Statistics of China. Ningxia statistical yearbook. 2009 [M]. Beijing: China Statistics Press, 2009.

[11] Scheller E, Vogtmann H. Case-studies on nitrate leading in Arabia fields of organic farms [J]. Biol. Agric. Hort., 1995, 11: 1-4.

[12] Van Drecht G, Bouwmann A F, Knoop J M *et al*. Global pollution of surface waters from point and non-point sources of nitrogen [J]. Sci. World, 2001, 1 (2): 632-641.

[13] 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 J M, Xu M G, Qin D Z *et al*. Effects of chemical fertilizers application combined with manure on ammonia volatilization and rice yield in red paddy soil [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2005, 11(1): 51-56.

[14] 李鑫,巨晓棠,张丽娟,等. 不同施肥方式对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报,2008,19(1):99-104.
Li X, Ju X T, Zhang L J *et al*. Effects of different fertilization modes on soil ammonia volatilization and nitrous oxide emission [J]. Chin. J. Appl. Ecol., 2008, 19(1): 99-104.

[15] Tian G M, Gao J L, Cai Z C *et al*. Ammonia volatilization from winter wheat field top-dressed with urea [J]. Pedosphere, 1998 (4): 331-336.

[16] 邓美华,尹斌,张绍林,等. 不同施氮量和施氮方式对稻田氨挥发损失的影响[J]. 土壤,2006,38(3):263-269.
Deng M H, Yin B, Zhang S L *et al*. Effects of rate and method of N application on ammonia volatilization in paddy fields [J]. Soils, 2006, 38(3): 263-269.

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

[18] 徐明岗,邹长明,秦道珠,等. 有机无机肥配合施用下的稻田氮素转化与利用[J]. 土壤学报,2002,39(增刊):147-156.
Xu M G, Zou C M, Qin D Z *et al*. Transformation and utilization on nitrogen in paddy soil under combining application of chemical and organic fertilizers[J]. Acta Pedol. Sin., 2002, 39(Sup.): 147-156.

[19] 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,2001,27(1):1-6.
Wang Z H, Tian X H, Li S X. Nitrogen losses from winter wheat plant by NH_3 volatilization in late growing stage[J]. Acta Agron. Sin., 2001, 27(1): 1-6.

[20] 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. 213-249.
Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soils of China [M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press. 1992. 213-249.

[21] Pancras H K, Hanif Y M. Effect of air-flow rates on laboratory measurement of NH_3 volatilization [J]. Pertanika, 1988, 11 (2): 323-325.

[22] 夏文建,周卫,梁国庆,等. 优化施氮下稻-麦轮作体系氮肥氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学,2010,16(1):6-13.
Xia W J, Zhou W, Liang G Q *et al*. Effect of optimized nitrogen application on ammonia volatilization from paddy field under wheat-rice rotation system[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2010, 16(1): 6-13.

[23] 张玉铭,胡春胜,董文旭. 华北太行山前平原农田氨挥发损失[J]. 植物营养与肥料学报,2005,11(3):417-419.

Zhang Y M, Hu C S, Dong W X. Ammonia volatilization from wheat maize rotation field in the piedmont of Taihang [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2005, 11(3): 417-419.

[24] Iqbal T, Tian G M, Liang X Q *et al*. Measurement of ammonia emission following surface application of urea fertilizer from irrigated paddy rice fields [J]. Agric. Sci. China, 2005, 4(4): 288-293.

[25] 黄见良,邹应斌,彭少兵,等. 水稻对氮素的吸收、分配及其在组织中的挥发损失[J]. 植物营养与肥料学报,2004,10(6): 579-585.
Huang J L, Zou Y B, Peng S B *et al*. Nitrogen uptake, distribution by rice and its losses from plant tissues during [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2004, 10(6): 579-585.

[26] 王朝辉,刘学军,巨晓棠,张福锁. 北方冬小麦/夏玉米轮作体系土壤氨挥发的原位测定[J]. 生态学报,2002,22(3): 359-365.
Wang Z H, Liu X J, Ju X T, Zhang F S. In situ determination of ammonia aolatilization from wheat/maize rotation system field in north China [J]. Acta Ecol. Sin., 2002, 22(3): 359-365.

[27] 张静,王德建. 太湖地区乌栅土稻田氨挥发损失的研究[J]. 中国生态农业学报,2007,11(15): 84-87.
Zhang J, Wang D J. Ammonia volatilization in glazed paddy field soils of Taihu Lake Region[J]. Chin. J. Eco-Agric., 2007, 11(15): 84-87.

[28] 陈健,宋春梅,刘云慧. 黄淮海平原旱田氮素损失特征及其环境影响研究[J]. 中国生态农业学报,2006,14(2): 99-102.
Chen J, Song C M, Liu Y H. Characteristics of N loss and its environmental effects in the dryland of Huang Huai Hai Plain [J]. Chin. J. Eco-Agric., 2006, 14(2): 99-102.

[29] 宋勇生,范晓晖. 稻田氨挥发研究进展[J]. 生态环境,2003, 12 (2): 240-244.
Song Y S, Fan X H. Summary of research on ammonia volatilization in paddy soil [J]. Ecol. Environ., 2003, 12(2): 240-244.

[30] 蔡贵信,朱兆良. 稻田中化肥氮的气态损失[J]. 土壤学报, 1995,32(增刊): 128-135.
Cai G X, Zhu Z L. Evaluation of gaseous nitrogen lasses from fertilizers applied to flooded rice fields in China [J]. Acta Pedol. Sin., 1995, 32(Sup.): 128-135.

[31] Cai G X, Chen D L, Ding H *et al*. Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain [J]. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 2002, 63(2-3): 187-195.

[32] 张晴雯,张惠,易军,等. 青铜峡灌区水稻田化肥氮去向研究[J]. 环境科学学报,2010,30(8): 1707-1714.
Zhang Q W, Zhang H, Yi J *et al*. The fate of fertilizer derived nitrogen in a rice field in the Qingtongxia irrigation area [J]. Acta Sci. Circum., 2010, 30(8): 1707-1714.