

减氮条件下砂壤质潮土区小麦-玉米轮作体系 氨挥发特征及排放系数

吕金岭^{1,2,3}, 王小非^{1,2,3}, 骆晓声^{1,2,3}, 梁少民⁴, 寇长林^{1,2,3*}

(1 河南省农业科学院植物营养与资源环境研究所, 河南郑州, 450002; 2 农业农村部原阳农业环境与耕地保育科学观测实验站, 河南郑州, 410105; 3 河南省农业生态环境重点实验室, 河南郑州 450002;
4 河南省科学院地理研究所, 河南郑州 450052)

摘要:【目的】氮肥施用量影响农田氨挥发量和氮肥利用效率。研究减量施氮后土壤的氨挥发特征及排放系数, 为科学评估化肥减施对环境的影响提供依据。【方法】选取华北砂壤质潮土农田, 进行小麦-玉米轮作周年土壤氨挥发监测研究。试验包括不施氮磷钾化肥(CK)、常规施氮肥(N)、优化施肥(OPT)、减量优化(LOPT)和优化加有机肥(mOPT)5个施肥处理。小麦季常规、优化和减量优化处理施氮量分别为315、225和135 kg/hm², 玉米季分别为330、240和150 kg/hm²。试验采用密闭海绵法, 在小麦、玉米基肥和追肥后, 定期取样测定不同处理的氨挥发量, 并计算氨排放系数。【结果】不同施氮量下, 供试农田玉米季土壤氨挥发总量在12.8~20.4 kg/hm², 占总施氮量的5.9%~8.5%; 小麦季氨挥发总量在6.8~12.0 kg/hm², 占总施氮量的3.3%~5.0%, 玉米季氨总挥发量明显高于小麦季。4个施氮处理相比, N和LOPT处理的氨排放系数较高, 小麦季分别为3.8%和5.0%, 玉米季分别为6.2%和8.5%, 而OPT和mOPT处理的氨排放系数相对较低, 小麦季分别为3.6%和3.3%, 玉米季均为5.9%。除此之外, OPT和mOPT处理小麦和玉米产量显著高于N和LOPT处理($P<0.05$), 说明过量或过少施氮不利于砂壤质潮土作物产量的提高, 适当添加有机肥不仅增产还可以降低氨挥发量。对不同施氮量进行拟合, 发现潮土小麦和玉米季常规施氮量处理的氨挥发量在施肥后均呈极显著指数增加趋势($P<0.01$)。【结论】华北砂壤质潮土区小麦-玉米轮作体系中, 玉米追肥期的氨挥发量高于基肥期, 小麦基肥期的氨挥发量高于追肥期, 玉米季的总氨挥发量高于小麦季。优化氮肥施用不论是否配合有机肥, 均可显著降低小麦季和玉米季的氨挥发量和氨排放系数, 提高两季作物的产量, 而过量减施氮肥虽然减少了氨挥发量, 但大大增加了氨排放系数。

关键词: 潮土; 氨挥发; 小麦-玉米轮作体系; 氨累计挥发量; 氨排放系数

Ammonia volatilization characteristics and emission coefficients of wheat and maize rotation in sandy fluvo-aquic soil under reduced N fertilization

LÜ Jin-ling^{1,2,3}, WANG Xiao-fei^{1,2,3}, LUO Xiao-sheng^{1,2,3}, LIANG Shao-min⁴, KOU Chang-lin^{1,2,3*}

(1 Institute of Plant Nutrition, Resources and Environmental Science, Henan Academy of Agricultural Sciences, Zhengzhou 450002, China; 2 Yuanyang Scientific Observing and Experimental Station of Agro-Environment and Arable Land Conservation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Zhengzhou 410105, China; 3 Henan Key Laboratory of Agricultural Eco-environment, Zhengzhou 450002, China; 4 Institute of Geographical Sciences, Henan Academy of Sciences, Zhengzhou 450052, China)

Abstract:【Objective】Nitrogen fertilizer application amount influences the total ammonia emission and nitrogen use efficiency directly. We studied the characteristics of ammonia emission under reduced nitrogen fertilizer input for the precise evaluation of the ecosystem effect.【Methods】Sandy loam fluvo-aquic soils are typical farmlands in North China, a localized fertilization experiment was conducted in this type of soil, with

收稿日期: 2020-06-04 接受日期: 2020-08-27

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0212400, 2017YFD0800600); 国家自然科学基金项目(41807098); 河南省科技攻关项目(182102310041)。

联系方式: 吕金岭 E-mail: lujinling2008@163.com; *通信作者 寇长林 E-mail: koucl@126.com

winter wheat-summer maize rotation. Five N fertilizer treatments were setup in the experiment, namely no fertilizer control (CK), conventional (N), optimized (OPT), reduced optimized rate (LOPT) and combining chemical N with manure in optimized total N rate (mOPT). The N rates in treatments of N, OPT and LOPT were 315, 225 and 135 kg/hm² for wheat and 330, 240 and 150 kg/hm² for maize. The closed sponge method was used to monitor the ammonia emission amount during the growing season. The ammonia emission coefficient was calculated, the yield and N uptake of wheat and maize were analyzed. **[Results]** The ammonia emission of maize season was 12.8–20.4 kg/hm², and that of wheat season was 6.8–12.0 kg/hm², accounting for 5.9%–8.5% and 3.3%–5.0% of the total N input in the two seasons. The overall ammonia emission in the maize season was significantly higher than that in the wheat season. Among the four N rate treatments, the ammonia emission coefficients of N and LOPT treatments were higher, those in wheat season were 3.8% and 5.0%, respectively, and in maize season were 6.2% and 8.5%; while the ammonia emission coefficients of OPT and mOPT treatments were relatively low, those in wheat season were 3.6% and 3.3%, and in maize season were 5.9% and 5.9%, respectively. The yields of wheat and maize in OPT and mOPT were all significantly higher than those in N and LOPT treatments ($P<0.05$), which demonstrated that excessive or insufficient nitrogen application was not conducive to the production of crop yields in sandy loam fluvo-aquic soil. Appropriate manure application could not only increase production, but also reduce ammonia emissions. Fitting analysis showed that the ammonia volatilization of N treatments in the fluvo-aquic soil had a significant exponential increase after fertilization ($P<0.01$).

[Conclusions] The ammonia emission during maize season in the fluvo-aquic soil is generally higher than that during wheat season. The ammonia emission in maize season is higher after top dressing than after basal fertilization, and the emission in wheat season is higher after basal fertilization than after top dressing. Compared with conventional N application rate, optimized N rate could significantly decrease the ammonia emission amount and the emission coefficient of N fertilizer, no matter combined with organic fertilizer or not; while excessive reduced N rate would not decrease the emission coefficient of nitrogen fertilizers, in spite of the decreased emission amount. Comprehensively considering the yield and ammonia emission, optimized fertilizer is beneficial for both the yield and ecosystem effect under the tested area.

Key words: fluvo-aquic soil; ammonia volatilization rate; maize-wheat rotation system;
cumulative ammonia volatilization; ammonia emission coefficient

自 20 世纪 50 年代以来, 施肥成为农业增产的主要措施, 氮肥更是扮演着重要的角色^[1]。由于施入田间的氮肥不能全部被植物吸收, 未被植物吸收的氮素中, 很大一部分经过硝化与反硝化作用转化为氮氧化物和氨, 通过挥发、淋溶等途径损失掉^[2]。作为氮素损失的重要途径之一, 氨挥发不仅降低了氮肥的利用效率, 也成为大气污染不可忽视的一部分^[3-4]。相关研究表明, 氨是大气污染源重要的前体物之一, 是形成二次气溶胶的重要成分, 由化肥施用引起的氨挥发被认为是大气氨的主要来源之一^[3, 5], 所以消减农业源氨挥发量成为当前大气污染综合防治的重要工作之一。降低农田氮损失的方法很多, 减量施氮可能是提升农田氮肥利用效率, 降低氮素损失的最有效途径之一^[1-2, 4]。通过减量施氮不仅可以减少氮素在土壤中的残留, 而且能有效降低氮素的

气态损失^[3]。国家在《农业部关于打好农业面源污染防治攻坚战的实施》中明确提出“一控两减三基本”目标^[6], 其中化肥减量成为双减环节中重要的任务之一。农田减量施氮成为当前农业发展的必然趋势, 已经在中国主要农业聚集区逐步推广^[1]。减量施氮从某种程度上提升了大区域农田的氮肥利用率, 但肥料施用量的多样性增加了农田系统氨挥发的空间差异性, 也增加了准确估算大区域农业源氨挥发量的难度^[7]。所以开展减量施氮条件下农田氨挥发特征及排放系数研究有着积极的意义。我国农田氨挥发特征研究最早始于 1979 年, 蒋能慧等^[8]和黄德明等^[9]开展了磷酸甘油法农田氨吸附效果试验。之后进行了大量不同肥料种类、管理方式、作物类型、尿素施肥期、添加脲酶抑制剂等氨挥发排放特征^[10-14]及影响因素研究。但就典型土壤类型、主要作物体

系以及特定环境条件下的农田系统氨挥发特征和排放系数的研究还是相对较少^[11, 15-17], 而由土壤类型衍生出来的土壤性质方面(土壤质地、理化性质、矿物组成、pH等)的差异被认为是导致农田土壤氨挥发量不确定性的主要因素之一^[18-20]。

潮土是华北平原最主要的土壤类型之一, 是河流沉积物受地下水运动和耕作活动影响而形成的土壤。大多数潮土具有石灰性, 属于盐基饱和土壤, 存在着高氨挥发的可能^[21]。潮土上不同耕作措施、肥料类型条件下的氨挥发特征已有研究^[22-24], 但很少聚焦梯度减量施氮条件下的氨挥发特征和排放系数的研究。基于此, 我们针对分梯度减量施氮条件下的氨累计挥发量及排放系数进行研究, 以估算减量施氮条件下的氨排放系数, 为未来潮土农田氮肥利用效率的提升和高精度氨排放清单的估算和绘制提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验区位于河南省原阳县祝楼乡的农业农村部原阳农业环境与耕地保育科学观测实验站($113^{\circ}42'57''E$, $35^{\circ}5'56''N$), 该地区属于暖温带大陆性季风气候, 年平均气温为 $14.4^{\circ}C$, 多年平均降水量为 549.9 mm , 降雨主要集中在6、7、8月份, 约占全年降雨的60%, 无霜期 $210\sim220$ 天, 全年日照时数 $2300\sim2600\text{ h}$ 。小麦-玉米轮作为该地区的主要种植模式。供试土壤为华北平原灌育化和耕作熟化过程中形成的典型砂壤质潮土。耕层(0—20 cm)土壤的主要理化性质如下: 土壤pH为8.2, 有机质 10.9 g/kg 、全氮 0.63

g/kg 、全磷 0.75 g/kg 、速效钾 144 mg/kg 、有效磷 23.6 mg/kg 、铵态氮 0.89 mg/kg 、硝态氮 35 mg/kg 。氨挥发期间的气温和降雨量由固定安装的气象监测装置记录(图1)。

1.2 试验处理

定位试验始于2015年, 试验共设5个处理, 分别为空白不施氮磷钾肥(CK)、常规施氮(N)、优化施氮(OPT)、低量施氮(LOPT)和优化加有机肥(mOPT)。每个处理3次重复, 共15个小区。小区随机区组排列, 每个小区面积为 40 m^2 ($5\text{ m}\times 8\text{ m}$)。小麦季常规、OPT和LOPT处理施氮量分别为 315 、 225 和 135 kg/hm^2 , 玉米季分别为 330 、 240 和 150 kg/hm^2 ; mOPT处理小麦季基施 3000 kg/hm^2 熟化猪粪并配施化肥, 有机肥与化肥总氮磷钾投入量与OPT处理相同; 玉米季不施有机肥, 氮磷钾施肥总量与OPT相同。供试化肥为尿素(47% N)、过磷酸钙(12% P_2O_5)和氯化钾(60% K_2O), 所有磷钾肥一次性基施。有机肥为熟化猪粪, 有机质含量约15%, 氮含量约0.5%, 磷(P_2O_5)含量约0.55%, 钾(K_2O)含量约0.4%。有机肥每年施一次, 小麦播种前撒施农田, 后同化肥一起翻耕。小麦季和玉米季氮肥均采用一次基施和一次追施, 各处理具体施肥量和方法见表1。试验小区间均由高 20 cm 和宽 30 cm 的土埂隔开, 用于防止灌溉过程中的串肥串水问题。小麦品种为‘周麦32’, 小麦播种前将前茬作物秸秆粉碎后平铺于地表, 后将相应肥料撒施入农田土壤中, 用旋耕机(耕深 16 cm)进行旋耕; 小麦播期为10月10日左右, 播种量为 187.5 kg/hm^2 , 收获期为5月31日左右。玉米品种为郑单958, 采用包衣处

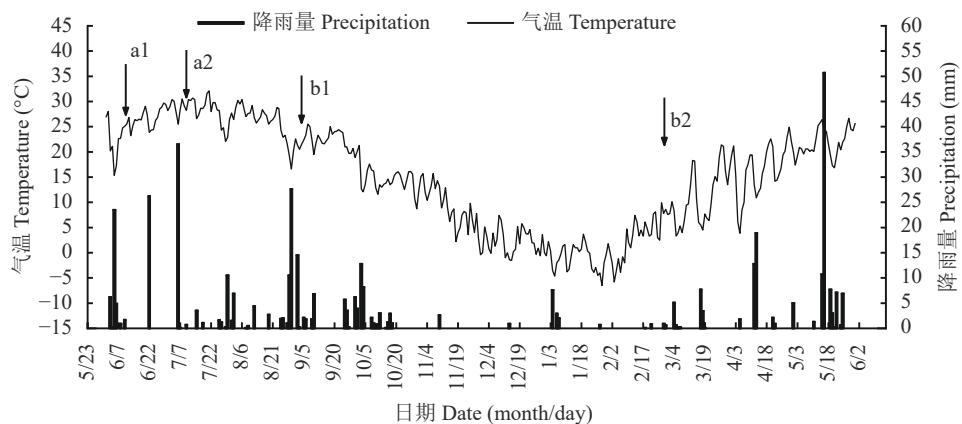


图1 2017—2018年河南原阳地区玉米和小麦季日平均气温及降雨量分布图

Fig. 1 Daily average temperature and rainfall during corn-wheat season in Yuanyang City of Henan in 2017–2018

[注 (Note): a1—玉米季基肥时间 Time of basal dressing in maize season; a2—玉米季追肥时间 Time of topdressing in maize season; b1—小麦季基肥时间 Time of basal dressing in wheat season; b2—小麦追肥时间 Time of topdressing in wheat season.]

表 1 潮土小麦玉米轮作体系不同处理施肥量 (kg/hm^2)

Table 1 Fertilization amount in different treatments of wheat and corn rotation system in fluvo-aquic soil

作物 Crop	处理 Treatment	氮肥 N fertilizer			有机肥 Manure	磷肥 P_2O_5	钾肥 K_2O
		总量 Total	基肥 Basal	追肥 Topdressing			
小麦 Wheat	CK	0	0	0			
	N	315	126	189		90	90
	OPT	225	90	135		90	90
	LOPT	135	54	81		90	90
	mOPT	210	73.5	122	3000	74.5	78
玉米 Maize	CK	0	0	0			
	N	330	132	198		67.5	67.5
	OPT	240	96	144		67.5	67.5
	LOPT	150	60	90		67.5	67.5
	mOPT	240	96	144		67.5	67.5

注 (Note) : CK—不施肥 No fertilization, N—常规施氮 Conventional nitrogen fertilization, OPT—优化施氮 Optimal nitrogen fertilization, LOPT—低量施氮 Low nitrogen fertilization, mOPT—优化施氮加有机肥 Optimal nitrogen fertilization plus manure. 有机肥为熟化猪粪, 其中氮、磷和钾含量分别为 0.5%、0.55% 和 0.4%, 换算后分别为 N 15 kg/hm^2 、 P_2O_5 16.5 kg/hm^2 和 K_2O 12 kg/hm^2 。The organic fertilizer is pig manure compost, containing 0.5% N, 0.55% P_2O_5 and 0.4% K_2O , equal to N 15 kg/hm^2 , P_2O_5 16.5 kg/hm^2 and K_2O 12 kg/hm^2 。

理种子, 玉米播种前将前茬小麦秸秆覆盖还田后, 采用麦茬间种肥同播(不同行)的方式, 播种深度为 5 cm, 施肥深度大致为 10 cm; 玉米播种期为 6 月 10 日左右, 宽窄行 (40/80 cm) 播种, 密度 60000~67500 株/ hm^2 , 收获期为 9 月 30 日左右。小麦追肥期在小麦返青期, 每年 3 月 1 日左右, 撒施后灌溉。玉米追肥期在玉米大喇叭口期, 每年 7 月 28 日左右, 撒施后灌溉。

1.3 氨挥发试验

氨挥发试验开始于 2017 年 6 月 1 日, 结束于 2018 年 5 月 31 日。按照定位试验要求布置小区, 安装土壤墒情仪和氨收集装置, 并于 2017 年 6 月 7 日开始玉米季氨挥发试验。试验采用密闭海绵法, 海绵采用厚度更大的单层海绵, 海绵顶端用密封盖密封整个采样装置(图 2)。吸收液采用 PG-mix (磷酸-丙三醇混合溶液) 混合液, 即取 85% 磷酸溶液 400 mL 和 60 mL 丙三醇, 并转移至 1000 mL 容量瓶中, 用去离子水定容至 1000 mL。试验开始前, 准备干净海绵并吸附 60 mL PG-mix 溶液。试验开始时, 将已添加吸附液的海绵放入装置中, 用胶条密封, 并记录好时间。在施肥后第 2 天 (24 h) 移出海绵, 间隔 1 天后放入新的 PG-mix 海绵, 持续采样 12~15 次直到海绵中的氨浓度不发生变化。海绵样品密封冷藏保存, 随后用去离子水冲洗挤压, 去离子水每次使用 150 mL, 随后将挤压液转移至 1000 mL 容量瓶,

重复 4 次, 确保海绵中的铵根离子完全进入容量瓶中, 后补充去离子水, 最终定容至 1000 mL。把定容后的溶液摇匀后转移到 50 mL 样品瓶中, 编号放入冰箱冷藏保存。最后用连续流动分析仪 (Seal AA3 Auto Analyzer 3) 测定浸取液中的铵态氮浓度。

1.4 样品采集与测定

1.4.1 土壤样品的采集 肥料施用后, 采用五点取样法用土钻采集 0—20 cm 表层土壤样品组成混合土样, 带回实验室后将土样分出一部分作为鲜样, 另一部分晾干作为干土样。鲜土样过 1 mm 筛后分别测定含水量和土壤铵态氮与硝态氮浓度; 干土样磨细、过筛后, 用于测定土壤 pH 等指标。土壤 pH 测定采用 1:2.5 土水比制备土壤悬液; 土壤中的铵态氮和硝态氮用 0.05 mol/L 氯化钾浸提, 后用连续流动分析仪 (Seal AA3 Auto Analyzer 3) 测定。具体样品分析方法见鲍士旦编著的《土壤农化分析法》^[25]。

1.4.2 植物样品的采集 每季作物成熟后采集植株样品, 区分籽粒和秸秆。小麦收获时选取小区长势均匀的小麦, 采集 6 m^2 的样品, 风干后将秸秆和籽粒分开, 分别称重, 获取产量和地上生物量; 玉米收获前选取两行 4 m 玉米样行, 采集并分离秸秆和籽粒, 后风干并分别称重, 获取产量和地上生物量。同时每个小区采集 5 株秸秆, 装入网袋并做好标记, 用做考种。最后, 研磨小麦、玉米籽粒及秸

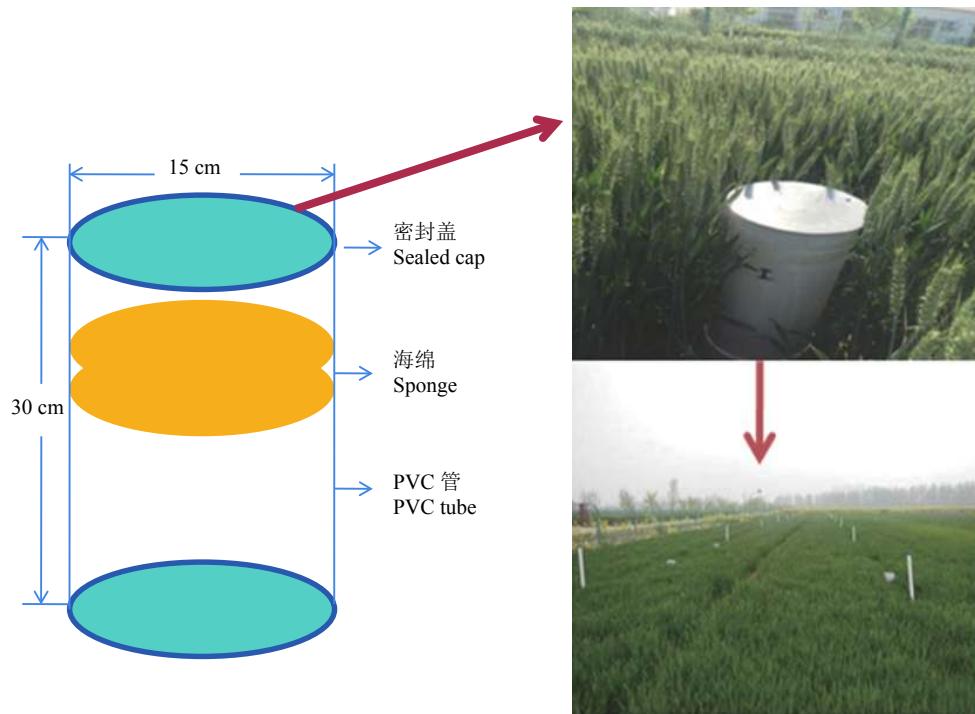


图2 海绵法采样装置及田间布置图
Fig. 2 Sponge sampling device and field layout

秆样品，用于测定氮磷钾含量。

1.4.3 土壤监测 通过自动土壤监测站，对温度和土壤水分含量进行实时监测。

1.5 计算公式与数据处理

土壤氨挥发计算公式：

$$\text{NH}_3\text{-N}_{\text{挥发量}} [\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})] = C \times V \times 10000 / (T \times A \times 10^6) \quad (1)$$

式中：C为流动分析仪测定 NH₃-N 的浓度 (mg/L)；V为浸提体积 (L)；T为累计时间 (d)；A为圆形管横截面积 (m²)。

氨累积挥发通量计算公式：

$$\text{NH}_3\text{-N}_{\text{累积}} (\text{kg}/\text{hm}^2) = \sum_{k=1}^n \text{NH}_3\text{-N}_{\text{挥发量}} \quad (2)$$

其中，NH₃-N_{累积}为试验期间每日氨挥发通量之和，两次氨挥发中间未测日期用前后两天平均值替代；k为试验过程中的某一天，n为试验累积的天数。

$$\text{氮肥利用率}(\%) = (\text{施肥区作物氮吸收量} - \text{不施肥区作物氮吸收量}) / \text{氮肥施用量} \times 100 \quad (3)$$

$$\text{氨排放系数}(\%) = (\text{施肥区的氨挥发量} - \text{对照区的氨挥发量}) / \text{总施氮量} \times 100 \quad (4)$$

所有图片绘制来自于 Origin 8.0 软件，数据计算和统计分析采用 SPSS19 和 Microsoft excel 2017。

2 结果与分析

2.1 潮土农田耕层土壤含水量、电导率及地表温度动态变化特征

从 2017 年 5 月 15 日至 2018 年 6 月 30 日对潮土典型农田土壤耕层 (0—20 cm) 的体积含水率、电导率和温度进行测定，结果发现潮土耕层土壤的体积含水率介于 0.122~0.349 m³/m³，平均值为 0.204 m³/m³。同时发现耕层土壤的电导率与土壤体积含水率的波动性几乎一致，数值介于 0.12~0.67 ds/m，年平均值为 0.29 ds/m。地表温度的起伏和气温起伏一致，最高温度出现在夏季 6—9 月份，年平均地表温度为 16.7℃，代表了河南豫北潮土农田地表温度的年平均值。从图 3 可以看出，玉米季施肥期主要集中在 6—8 月份，此时潮土区农田土壤温度较高，同时土壤的体积含水率和电导率波动性较强。小麦季基肥期土壤温度呈下降趋势，同时耕层土壤含水率和电导率基本处于稳定状态，而小麦追肥期土壤体积含水率、电导率和地表温度都有不同程度升高。

2.2 潮土小麦-玉米轮作体系氨挥发动态特征

潮土玉米季所有处理氨挥发峰值均出现在施肥后的第 1 天 (6 月 11 日)，随后下降。玉米季基肥期和追肥期氨挥发特征不同，玉米基肥期高氨挥发时

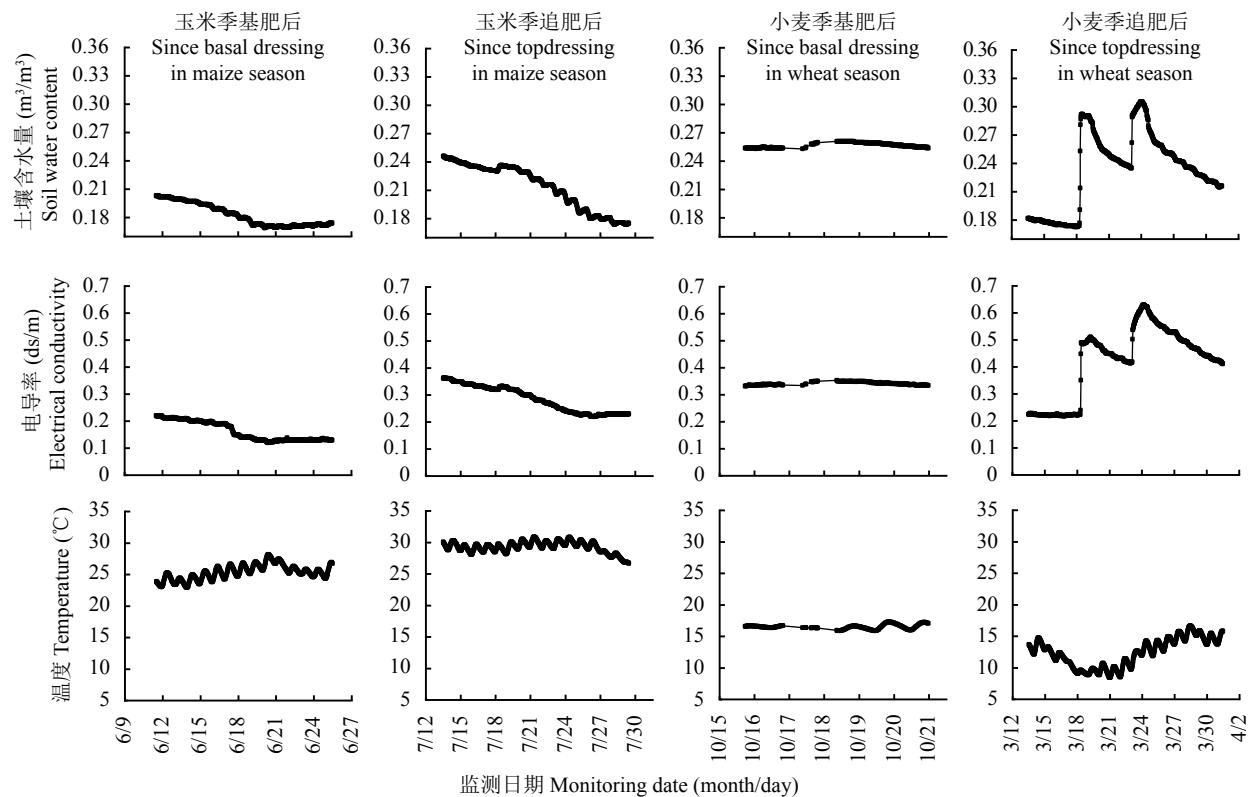


图3 潮土小麦、玉米季氨挥发监测期耕层土壤体积含水率、电导率和温度

Fig. 3 Variation of moisture content, electrical conductivity and temperature at 0–20 cm soil depth on the monitoring date in wheat and maize season

期持续3天(6月11—13日), 随后显著下降, 到第10天(6月20日)后峰值与对照处理无显著差异; 而玉米追肥期高氨挥发时期持续约6天(6月14—17日), 随后逐渐趋于平稳。除此之外, 在7月27日到7月29日, 追肥期出现氨挥发量小幅增加现象, 可能与降雨之后铵离子浓度上升有关。小麦基肥期所有处理氨挥发峰值出现在施肥后的第1天(10月6日), 随后呈明显下降趋势, 施肥后的第12天所有处理氨挥发量与CK处理无显著差别; 而小麦追肥期的氨挥发特征不同于基肥期, 其氨挥发峰值出现在施肥后的第2~4天(3月16—18日), 随后氨挥发显著降低, 到第15天(3月29日)之后峰值与对照无显著差异(图4)。N处理的氨挥发峰值最高, 玉米季和小麦季挥发峰值分别为N 3.60 和 1.97 kg/(hm²·d); 其次为OPT和mOPT处理, 其玉米季的挥发峰值分别为N 2.0 和 2.2 kg/(hm²·d), 小麦季峰值分别为N 1.2 和 1.4 kg/(hm²·d); LOPT和CK处理氨挥发峰值最低, 其玉米季挥发峰值分别为N 1.7 和 0.4 kg/(hm²·d), 而小麦季的挥发峰值仅分别为N 0.54 和 0.19 kg/(hm²·d)。对照小麦玉米两季氨挥发, 发现玉米季氨挥发峰值整体高于小麦季, 而小麦季

氨持续挥发时间长于玉米季(图4)。

2.3 潮土小麦-玉米轮作体系氨累积挥发量

潮土小麦-玉米季氨累积挥发量与氨挥发特征趋势相同, 所有处理氨累积挥发量主要集中在施肥后的前6天, 后期累积挥发量较低并基本处于稳定状态。潮土玉米追肥期氨累积挥发量整体高于基肥期, 而小麦季恰好相反, 基肥期氨累积挥发量整体要高于追肥期。除CK处理外, 其他处理玉米季的氨挥发量要显著高于小麦季(图5)。对于玉米季, N处理的氨累积挥发量最高, 基肥期和追肥期的数值分别为N 8.2 和 15.6 kg/hm², 显著高于其他处理($P < 0.05$, 表2); 其次为OPT和mOPT处理, 基肥和追肥期氨挥发量分别为N 7.23 和 10.3 kg/hm² 和 N 7.2 和 10.3 kg/hm²; 再次为LOPT处理, 其基肥和追肥期累积挥发量分别为N 6.4 和 9.7 kg/hm²; CK处理氨累积挥发量最低, 两次氨挥发总量均低于N 1.5 kg/hm²。同样, 小麦季N处理的氨挥发总量显著高于其他处理($P < 0.05$, 表2), 基肥和追肥期氨累积挥发量分别为N 6.9 和 4.0 kg/hm²; 其次为mOPT和OPT处理, 其基肥氨累积挥发量分别为N 7.23 和

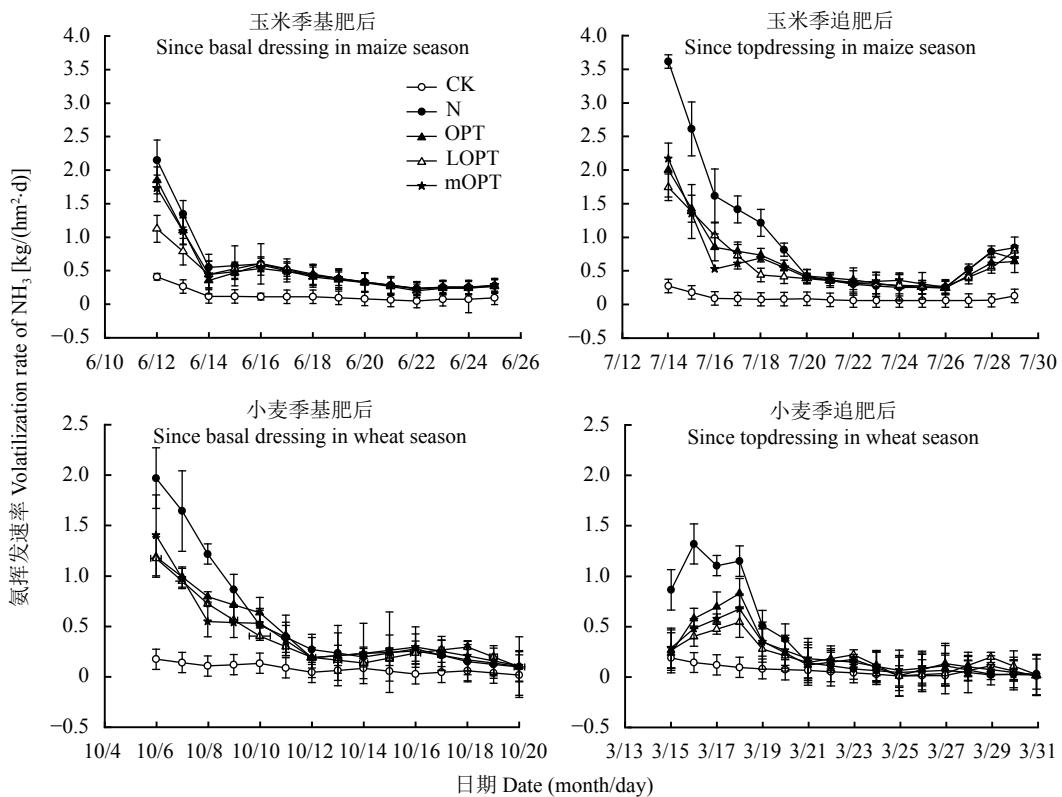


图4 不同施肥处理下玉米、小麦季施肥后氨挥发速率变化

Fig. 4 Dynamics of ammonia volatilization rate after fertilization in maize and wheat season under different fertilizer treatments

[注 (Note) : CK—不施肥 No fertilization, N—常规施氮 Conventional nitrogen fertilization, OPT—优化施氮 Optimal nitrogen fertilization, LOPT—低量施氮 Low nitrogen fertilization, mOPT—优化施氮加有机肥 Optimal nitrogen fertilization plus manure.]

7.22 kg/hm², 而追肥期分别为 N 10.2 和 10.3 kg/hm²。

LOPT 处理和 CK 处理氨累积挥发量最低。

2.4 关键土壤参数和铵态氮浓度与潮土农田氨挥发的响应关系

影响氨挥发的因素较多, 试验结果显示土壤温度和土壤铵态氮浓度是影响潮土农田氨挥发的重要因素。从图 6 中可以看出, 几乎所有处理都显示出温度与氨挥发的线性相关性, 尤其 OPT 处理的氨挥发量与温度的 R^2 甚至可以达到 0.83, 显示出极显著的线性相关性 ($P < 0.01$), 说明温度是影响潮土小麦-玉米轮作体系氨挥发的重要因素。对比不同施肥处理土壤体积含水量、电导率与氨挥发的相关性, 结果发现除了 CK 处理显示出极显著的线性相关, 并且 R^2 分别达到 0.81 和 0.90 外, 其余处理的 R^2 分别介于 -0.29~ -0.35 和 0.01~ -0.23, 未显示出明显的线性相关 ($P > 0.05$)。对比土壤 NH_4^+ -N 浓度与氨挥发的相关关系后发现, 除了 CK 处理无明显相关性外, 其余处理的 R^2 介于 0.83~0.98, 显示出极强的线性相关 ($P < 0.01$), 说明施肥后土壤铵根离子浓度

增加成为潮土氨挥发量的重要影响因素。

2.5 潮土农田小麦-玉米轮作体系氮肥利用率、氨损失率及排放系数

对比不同施肥处理小麦-玉米轮作体系作物产量, 结果发现 OPT 处理和 mOPT 处理玉米季产量分别为 10.8 和 10.5 t/hm², 小麦季产量分别为 8.9 和 9.1 t/hm², 显著高于其他处理 ($P < 0.05$); 其次为 N 和 LOPT 处理, 玉米季产量分别为 9.8 和 8.6 t/hm², 小麦季产量分别为 8.3 和 7.0 t/hm²; CK 处理最低。由此可见, 潮土农田小麦玉米轮作氮肥施用过多或者过少都不利于产量的提升。除此之外, 研究发现 LOPT 处理两季氮肥利用效率最高 (48.3%~52.4%); 其次为 mOPT 处理, 小麦、玉米季氮肥利用率分别为 45.6%、50.9%; 再次为 OPT 处理, 其两季氮肥利用率分别为 42.1% 和 48.7%, 高于 N 处理 (35.2% 和 32.9%)。说明减量施氮可以提升氮肥利用率, 而同时添加有机肥不仅保障产量还可以进一步提升氮肥利用率。基于施氮量和氨挥发量的结果 (减去 CK 处理的氨挥发), 研究发现 LOPT 处理的氨挥发量显著低于其他

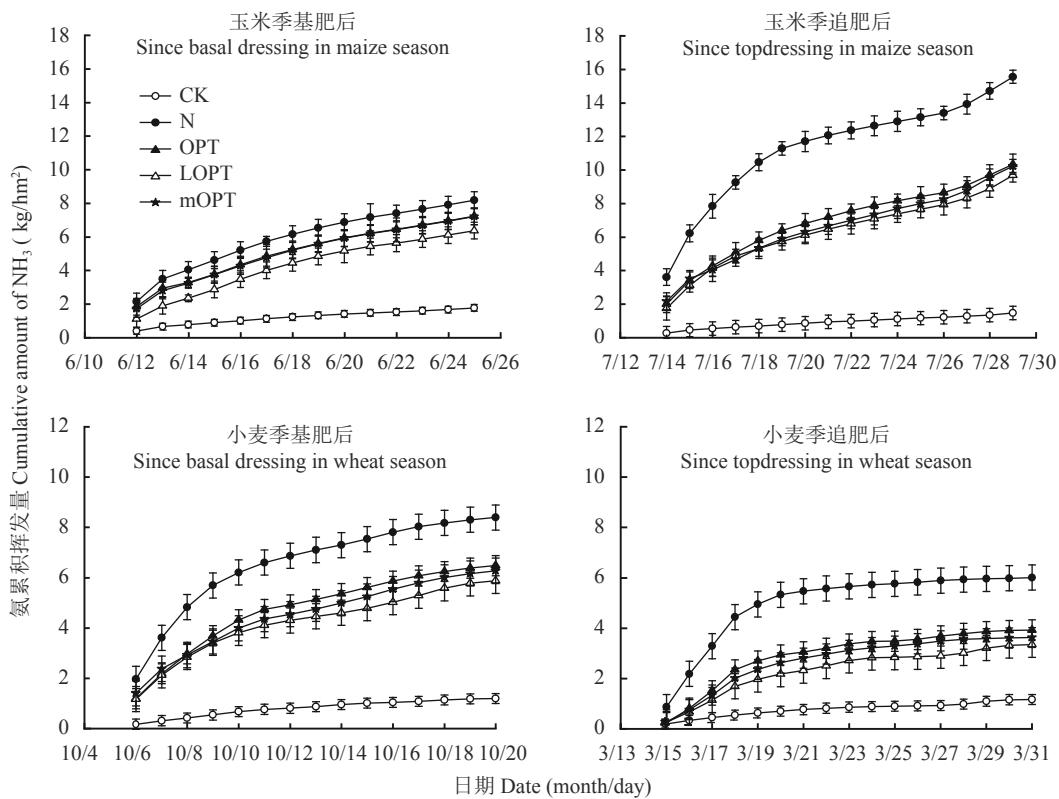


图 5 不同施肥处理下小麦、玉米季施肥后氨累积挥发量

Fig. 5 Cumulative ammonia volatilization since fertilization in maize and wheat season under different fertilizer treatments

[注 (Note) : CK—不施肥 No fertilization, N—常规施氮 Conventional nitrogen fertilization, OPT—优化施氮 Optimal nitrogen fertilization, LOPT—低量施氮 Low nitrogen fertilization, mOPT—优化施氮加有机肥 Optimal nitrogen fertilization plus manure.]

表 2 小麦玉米季不同施肥处理作物产量、氮肥利用率, 氨累积挥发量及排放系数

Table 2 Crop yield, nitrogen fertilizer utilization rate, cumulative ammonia volatilization and emission factors in wheat and maize season of different fertilization treatments

作物 Crop	处理 Treatment	施氮量 N amount (kg/hm ²)	籽粒产量 Grain yield (t/hm ²)	氮肥利用率 Nitrogen use efficiency (%)	氨累积挥发量 Cumulative ammonia volatilization (kg/hm ²)	氨排放系数 Ammonia emission factor (%)
玉米 Maize	CK	0	3.2 d			
	N	330	9.8 b	32.9	20.4 a	6.2 b
	OPT	240	10.8 a	48.7	14.3 b	5.9 c
	LOPT	150	8.6 c	52.4	12.8 c	8.5 a
	mOPT	240	10.5 a	50.9	14.2 b	5.9 c
小麦 Wheat	CK	0	2.0 d			
	N	315	8.3 b	35.2	12.0 a	3.8 b
	OPT	225	8.9 a	42.1	8.0 b	3.6 b
	LOPT	135	7.0 c	48.3	6.8 c	5.0 a
	mOPT	225*	9.1 a	45.6	7.5 b	3.3 c

注 (Note) : CK—不施肥 No fertilization, N—常规施氮 Conventional nitrogen fertilization, OPT—优化施氮 Optimal nitrogen fertilization, LOPT—低量施氮 Low nitrogen fertilization, mOPT—优化施氮加有机肥 Optimal nitrogen fertilization plus manure; 同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著Values followed by different small letters in a column mean significant difference among treatments ($P < 0.05$).

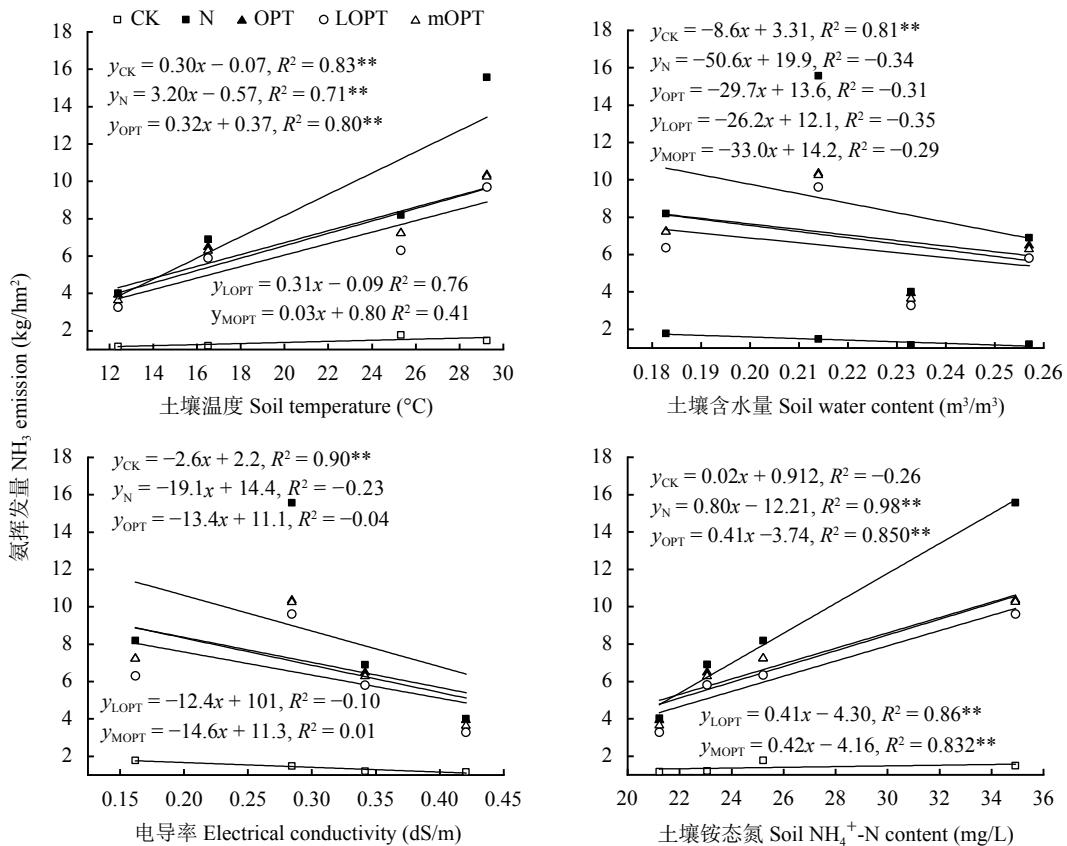


图 6 不同施肥处理氨挥发量与土壤温度、体积含水量、电导率和 NH_4^+ -N 含量的相关性

Fig. 6 Linear correlation of ammonia emission with soil temperature, volumetric water content, electrical conductivity and NH_4^+ -N content under different fertilizer treatments

[注 (Note) : CK—不施肥 No fertilization, N—常规施氮 Conventional nitrogen fertilization, OPT—优化施氮 Optimal nitrogen fertilization, LOPT—低量施氮 Low nitrogen fertilization, mOPT—优化施氮加有机肥 Optimal nitrogen fertilization plus manure. *— $P < 0.05$; **— $P < 0.01$.]

处理 ($P < 0.05$), 其玉米和小麦季氨挥发量分别为 N 12.8 与 6.8 kg/hm^2 , 其次为 mOPT 和 OPT 处理, 其玉米和小麦季氨挥发量分别为 N 14.2 与 7.5 kg/hm^2 和 N 14.3 与 8.0 kg/hm^2 , N 处理的氨挥发量最高, 两季挥发量分别达 N 20.4 和 12.0 kg/hm^2 。值得注意的是, LOPT 处理的氨排放系数较高, 玉米小麦季分别达到 8.5% 和 5.0%, 显著高于其他处理 ($P < 0.05$); 其次为 N 和 OPT 处理; mOPT 处理的氨排放系数最低, 小麦和玉米季氨排放系数仅分别为 3.3% 和 5.9% (表 2)。

3 讨论

3.1 潮土区小麦-玉米轮作体系氨挥发特征

潮土主要分布在黄河中下游及长江中下游冲积平原, 类型众多。本研究的潮土属于黄淮海平原潮土中的砂壤质潮土, 其土壤质地介于砂质潮土和壤

质潮土之间, 土壤透气性较好, 氮素在土壤中容易迁移^[21]。一些研究表明, 土壤质地是影响农田氨挥发程度不可忽视的因素, 这主要由于氮肥施入后土壤质地改变了氮素在土壤中的迁移速率及分布情况^[11]。同时潮土土壤 pH 一般在 8 以上, 而土壤 pH 是影响农田氨挥发最重要的因素^[26], 所以从土壤 pH 角度来看, 潮土具备较高氨挥发的潜力 (表 3)。本研究的潮土小麦季氨挥发量为 N 12.0 kg/hm^2 , 占当季施氮量的 3.8%。这与董文旭等^[22]在河北小麦季氨挥发量的研究结果一致, 但高于肖娇等^[27]在河北栾城的氨挥发量研究结果 (1.2%~1.4%), 这可能与不同潮土质地和施氮量不同有关。然而张水清等^[29]在原阳试验地点的农田氨挥发试验中发现, 潮土农田小麦季氨挥发量约为 4.6%, 要高于本研究的结果, 其原因可能归结于其超低的施氮量以及生物炭添加的诱发效应。同样作为碱性土壤, 吕宏菲等^[30]在关中壤土 (pH 8.2) 上的研究发现, 施氮量 238 kg/hm^2 条件

表 3 不同地区典型潮土或类似土壤小麦-玉米轮作氨挥发量及所占比例
Table 3 Ammonia emission and proportion of wheat and maize rotation in typical fluvo-aquic soil or similar soil in different regions

作物 Crop	地点 Site	土壤类型 Soil type	土壤pH Soil pH	采样方式 Sampling method	肥料种类 Fertilizer type	施肥方法 Application method	氨挥发量 Ammonia emission (N kg/hm ²)		占施氮比例 Percentage of nitrogen application (%)	文献 Literature
							氨挥发量 Ammonia emission (kg/hm ²)	占施氮比例 Percentage of nitrogen application (%)		
小麦 Wheat	玉田县 Yutian County	粉砂粘质潮土 Silt clay fluvo-aquic soil	8.02	间歇密闭抽气法 Ventilation method	尿素 Urea	表施肥后深耕 Deep ploughing	225	3.4	1.2	[27]
小麦 Wheat	玉田县 Yutian County	粘质潮土 Clayey fluvo-aquic soil	8.12	间歇密闭抽气法 Ventilation method	50%堆肥 + 50%尿素 50% compost + 50% urea	表施肥后深耕 Deep ploughing	225	3.8	1.4	[18]
玉米 Maize	河套灌区 Hetao Irrigation District	盐化潮土 Salinized fluvo-aquic soil	8.2	通气法 Ventilation method	磷酸二胺 + 尿素 Diamine phosphate + urea	施肥后翻耕灌溉 Deep ploughing + irrigation	490	42.5	8.7	[28]
小麦 Maize	栾城县 Luancheng County	粉砂粘质潮土 Silt clay fluvo-aquic soil	7.8	吸收法 Sponge method	尿素 Urea	施肥后翻耕灌溉 Deep ploughing + irrigation	300	8.0	2.6	[22]
玉米 Maize	栾城县 Luancheng County	粉砂粘质潮土 Silt clay fluvo-aquic soil	7.8	海绵吸收法 Sponge method	磷酸二胺 + 尿素 Diamine phosphate + urea	施肥后翻耕灌溉 Deep ploughing + irrigation	400	60.0	15.0	[24]
小麦 Wheat	原阳县 Yuanyang County	砂壤质潮土 Sandy loamy fluvo-aquic soil	8.1	海绵吸收法 Sponge method	尿素 Urea	施肥后深耕 Deep ploughing	82.5	4.0	4.9	[29]
玉米 Maize	封丘县 Fengqiu County	砂壤质潮土 Sandy loamy fluvo-aquic soil	8.4	海绵吸收法 Sponge method	尿素 Urea	施肥后深耕 Deep ploughing	200	16.0~23.8	8.0~12.0	[31]
小麦-玉米 Wheat-maize	关中平原 Guanzhong Plain	壤土 Lou soil	8.2	通气法 Ventilation method	尿素 Urea	撒施灌溉 Spread + irrigation	238	14.0~19.2	3.5~4.7	[30]

下小麦季氨挥发量大约在 3.5%，与本研究结果一致，说明土壤质地和 pH 类似条件下，相同气候带的氨挥发量可能不会存在较大差异。此外，本研究结果显示，玉米季氨挥发量远高于小麦季，玉米季氨挥发量达到 N 20.4 kg/hm²，排放系数达到了 6.2%，低于武岩等^[28]和张玉铭等^[24]的研究结果 (8%~12%)，其原因主要与他们施氮量高 (400 和 490 kg/hm²) 有关。而谢迎新等^[31]研究表明，在施氮 200 kg/hm² 条件下玉米季氨挥发量达到了 20 kg/hm²，氨排放系数达到了 10%，要高于本研究的 6.2%，主要原因在于他们估算氨挥发的过程中未除去本底氨挥发量，同时也与他们研究土壤的 pH 高于我们研究的土壤有关。由此说明受多种环境系数、测定方法和土壤理化性质的影响，即便同一类土壤其农田氨挥发量也可能在一定范围内波动。但整体而言，砂壤质潮土小麦季的氨排放系数在 3.3%~5.0%，玉米季的氨排放系数在 5.9%~8.5%。除此之外，本研究结果显示，潮土玉米季追肥期氨挥发量要高于基肥期，主要原因与肥料的施入方式有关，玉米基肥期肥料深施，而追肥期肥料撒施，尽管两次施肥都伴随着一定量的灌溉，但撒施条件的氮素更易在表层土壤累积，易于氨的产生^[31-33]。相反的结论出现在小麦季，小麦季基肥期的氨挥发量高于追肥期，其主要原因与温度和施氮量有关，小麦基肥期的温度通常在 15℃ 左右，而追肥期的平均温度只有 6℃ 左右，低温条件下通常不利于农田氨挥发的产生^[34-35]。除此之外，本研究还发现玉米季平均地表温度 (25℃~30℃) 显著高于小麦季 (5℃~15℃)，而高温条件下更有利农田氨挥发^[16, 18, 32]，这也导致玉米季的氨挥发量高于小麦季。李欠欠^[36]在河北曲周潮土农田氨挥发因素分析中得出相似结论。除此之外，脲酶活性和尿素水解过程中 pH 的变化与氨挥发也存在一定关系，然而由于试验周期的限制本研究未针对此方面做专门研究，未来更多影响因素的综合分析为下一步研究重点。总而言之，根据当前研究结果，玉米季是潮土氨挥发的高排时期，而温度、施氮量及施用方式是导致潮土农田氨挥发量不同的主要因素。

3.2 潮土农田氨挥发测定方法及数据不确定性分析

不同方法测定的氨挥发结果往往存在一定差异^[32-33]。张薇等^[37]利用 Meta 方法分析了两种测定方法对北方夏玉米农田氨挥发的影响，结果发现海绵法整体测定结果较通气法所测结果偏低，其中通气法

的氨挥发量测定结果在高量施肥阶段比海绵法测定结果高 30%，而低量施肥条件下两种方法的测定结果差别不明显或偏少。这主要由于通气法属于主动抽气，通常导致气体流速加快，从而加速氨气吸附，最终可能高估氨挥发，同时其不连续测定往往导致氨挥发测定结果的不确定性较大。而密闭海绵法可以进行长时间监测，不易受外界环境条件的影响，但缺点在于空间密闭，阻隔外界气流进入，往往限制内部气体的流通性，从而影响了海绵的吸附速率，所得结果往往较实际的氨挥发量略微偏低。所以由于方法本身的限制，不同方法所测氨挥发的精度或多或少都会受到一些影响。本研究选取海绵法，是基于海绵法较好的连续性，可能更适合于潮土农田氨挥发的收集。本试验设置了不同的施氮梯度，根据张薇等^[37]的 Meta 分析结果，施氮量高于 209 kg/hm² 时，海绵法测定的氨挥发量比通气法低，意味着本试验 N 处理所测的氨挥发量有可能比实际氨挥发量偏低；而对于 OPT 和 mOPT 处理，其施氮量介于 210~240 kg/hm²，两种方法所测定的氨挥发量无明显区别，说明海绵法测定结果可以代表这两个处理氨挥发量的真实值；对于 LOPT 处理，其施氮量只有 135~150 kg/hm²，根据张薇等^[37]研究结果，施氮量低于 209 kg/hm² 时，海绵法测定的结果高于通气法，有可能导致该处理存在氨挥发高估的风险。

3.3 潮土农田小麦-玉米轮作体系氨排放系数确定

农田氨挥发已有大量研究，然而不同措施下的氨排放系数研究相对较少。近几年研究发现，大气污染物中的铵根离子主要来自于农牧业氨排放，所以农牧业氨减排和排放清单研究已经提上日程^[38]。但农业源氨排放系数的估算较为粗放，单纯依靠排放系数来估算区域性氨挥发导致排放清单存在很大不确定性^[7, 39]。本研究聚焦的潮土小麦玉米轮作体系基本上代表了黄淮海农田区域潮土农田的典型特征，施氮量越多，其氨挥发量也越多。然而有研究表明随着施氮量的增加，农田土壤的氨挥发量可能从线性增长跨越到指数增长趋势^[7, 39]。本研究也发现了同样的现象，小麦和玉米在施氮量为 315 和 330 kg/hm² 就已经出现了极显著的指数增加趋势 ($P < 0.01$, 图 7)，说明潮土农田传统施肥条件下存在过量氨挥发问题。除此之外，本研究还发现氨排放系数并没有随着氮肥施用量的减少而减少，例如玉米季常规施肥方式下 (330 kg/hm²) 的氨排放系数为 6.2%，240

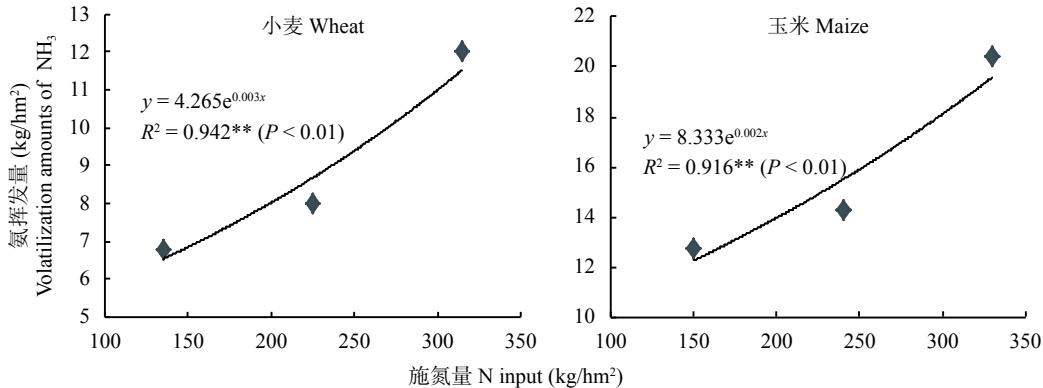


图 7 潮土农田不同施氮量与氨挥发的响应关系

Fig. 7 Correlation between ammonia volatilization and N application rate in fluvo-aquic soil

kg/hm^2 施氮量下田间的氨排放系数为 5.9%，而 $150 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 施氮量条件下的氨排放系数甚至为 8.5%。小麦季的情况与玉米季情况类似，都出现了低量施氮，氨排放系数升高的局面。同时，董文旭等^[22]对不同施肥处理追肥期耕层土壤铵态氮浓度变化特征研究发现，低量施氮土壤铵态氮含量与总施氮量的比值甚至高于优化和传统施肥，由此可见低量施肥处理铵态氮利用效率并不高，有可能导致氨挥发的相对量增多。造成这种问题的根源可能在于过量施氮导致氮无法短期被作物吸收，使得一部分氮以气态方式挥发；而过低施氮不利于作物前期根系发育，导致追肥期的氮无法被作物充分吸收，引起氨相对挥发量的提升。此外，本研究还发现适当的添加有机肥可以降低或至少不增加农田土壤氨挥发量，其原因可能在于一部分氮被低碳氮比的有机肥固持，最终被土壤微生物利用^[15]。因此，减量施氮结合适当的施有机肥，既可以增加作物产量，又可减少农田氨挥发量。除此之外，本研究获得的氨排放系数和 Wang 等^[40]在中原地区碱性农田研究中获得的氨排放系数相比，数值整体偏低，例如他们采用的氨排系数在碱性土壤 $10^\circ\text{C} \sim 30^\circ\text{C}$ 下介于 13%~17.7%，远高于本研究玉米季估测的 5.9%~8.5% 和小麦季估测的 3.3%~5.0%。主要原因可能有 3 个方面：第一，密闭海绵法作为测定农田氨挥发的一种方法，由于空间密闭，空气不能自然流动，导致氨挥发测定结果存在偏低的问题；第二，本研究的结果是在减去 CK 处理氨挥发的基础上估算的单纯来自化肥的氨挥发，这会导致整体氨挥发量的降低；第三，小麦玉米季基肥期旋耕覆盖和种肥同播以及追肥期施肥后灌溉都会降低氨挥发的产生，这会明显降低氨排放系数。然而考虑到农田氨排放系数容易受各种因素

和氨挥发测定方法的干扰，未来的研究应聚焦在不同氨挥发测定方法和更长时间尺度的氨挥发通量研究。另外，气候变化也从某种程度上增加了农田氨挥发的不确定性^[41]。所以，未来基于气象因素、土壤类型、作物类型、肥料类型和农田管理方式等诸多因素相互组合的农田氨挥发模型研究显得尤为重要。

4 结论

在小麦-玉米轮作体系，利用密闭海绵法测得砂壤质潮土玉米季氨挥发量介于 $N 12.8 \sim 20.4 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ，小麦季氨挥发介于 $6.8 \sim 12.0 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。玉米季是潮土小麦-玉米轮作系统氨挥发的高排时期。同时，玉米追肥期的氨挥发量高于基肥期，小麦基肥期的氨挥发高于追肥期。砂壤质潮土玉米季氨排放系数大约介于 5.9%~8.5%，小麦季氨排放系数大约介于 3.3%~5.0%。不同施氮量条件下小麦和玉米季氨挥发量均呈极显著指数增加趋势 ($P < 0.01$)，说明砂壤质潮土农田当前传统施肥方式存在着氨过量挥发问题。过量和少量施氮可能都不利于氨排放系数的降低，优化施肥结合适量施有机肥，不仅可以保障潮土农田小麦玉米产量，还可以降低氨排放系数，从而实现该轮作体系更好的经济与环境效益。

参 考 文 献:

- [1] 朱兆良, 金继运. 保障我国粮食安全的肥料问题[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(2): 259~273.
Zhu Z L, Jin J Y. Fertilizer use and food security in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2013, 19(2): 259~273.
- [2] 巨晓棠, 谷保静. 氮素管理的指标[J]. 土壤学报, 2017, 54(2): 281~296.
Ju X T, Gu B J. Indexes of nitrogen management[J]. Acta Pedologica Sinica, 2017, 54(2): 281~296.
- [3] 胡春胜, 张玉铭, 秦树平, 等. 华北平原农田生态系统氮素过程及其

- 环境效应研究[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(10): 1501–1514.
- Hu C S, Zhang Y M, Qin S P, et al. Nitrogen processes and related environmental effects on agro-ecosystem in the North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(10): 1501–1514.
- [4] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008, (5): 915–924.
- Zhang F S, Wang J Q, Zhang W F, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, (5): 915–924.
- [5] 郭树芳. 华北平原农田生态系统氮损失及其环境效应研究[D]. 北京: 中国农业科学院博士学位论文, 2019.
- Guo S F. Nitrogen loss and related environmental effects in agricultural ecosystem in the North China Plain[D]. Beijing: PhD dissertation of Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2019.
- [6] 农业部. 2017年农业面源污染防治重点工作[J]. 中国农业信息, 2017, (6): 3–5.
- Ministry of Agriculture: Key work on prevention and control of agricultural non-point source pollution in 2017[J]. China Agricultural Information, 2017, (6): 3–5.
- [7] Ma S. High-resolution assessment of ammonia emissions in China: Inventories, driving forces and mitigation[J]. Atmosphere Environment, 2020, 229: 1352–1362.
- [8] 蒋能慧, 刮光崧. 土壤中挥发性氨的定量测定[J]. 土壤, 1979, (5): 193–197.
- Jiang N H, Gua G S. Quantitative determination of volatile ammonia in soil[J]. Soils, 1979, (5): 193–197.
- [9] 黄德明, 黄莲芳, 李维美, 等. 液氨挥发量及土壤吸持量的研究[J]. 土壤通报, 1979, (2): 16–17.
- Huang D M, Huang L F, Li W M, et al. Study on ammonia volatilization and soil holding capacity[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1979, (2): 16–17.
- [10] 同延安, 张文孝, 韩稳社, 等. 不同氮肥种类在土及黄绵土中的转化[J]. 土壤通报, 1994, (3): 107–108.
- Tong Y A, Zhang W X, Han W S, et al. Transformation of different nitrogen fertilizer species in soil and yellow soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 1994, (3): 107–108.
- [11] 李生秀, 刘彩云. 灰化性土壤铵态氮的挥发损失—I. 土壤性质对铵态氮挥发损失的影响[J]. 干旱地区农业研究, 1993, (11): 125–134.
- Li S X, Liu C Y. Ammonia volatilization from calcareous Soil I. Effects of soil properties on N loss by volatilization[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 1993, (11): 125–134.
- [12] Al-Kanani T, Mackenzie A F, Barthakur N N, 同延安. 表施氮肥后土壤水分与氨挥发的关系[J]. 土壤学进展, 1993, (5): 38–42.
- Al-Kanani T, Mackenzie A F, Barthakur N N, Tong Y A. Relationship between soil moisture and ammonia volatilization after surface application of nitrogen fertilizer[J]. Progress in Soil Science, 1993, (5): 38–42.
- [13] 汤树德, 徐凤花, 隋文志, 等. 脲酶抑制剂氢醌对土壤脲酶活性、氨挥发和硝化的抑制动态[J]. 生物技术, 1993, (1): 32–37.
- Tang S D, Xu F H, Sui W Z, et al. The restrain dynamic of urease activity and volatilization and nitrification of ammonia in soil by urease inhibitor-hydroquinone[J]. Biotechnology, 1993, (1): 32–37.
- [14] Whitehead D C, 李琦. 土壤表施五种氮化合物的氨挥发[J]. 土壤学进展, 1992, (6): 35–42.
- Whitehead D C, Li Q. Ammonia volatilization of five nitrogen compounds on soil surface[J]. Progress in Soil Science, 1992, (6): 35–42.
- [15] 张志莹, 吴景贵, 杨天锐, 等. 不同处理牛粪与氮肥混配氨挥发的模拟研究[J]. 水土保持学报, 2013, 27(6): 285–289.
- Zhang Z Y, Wu J G, Yang T Y, et al. Ammonia volatilization of different cattle manures mixed with nitrogen fertilizer[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(6): 285–289.
- [16] 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.
- [17] 张文学, 孙刚, 何萍, 等. 脲酶抑制剂与硝化抑制剂对稻田氨挥发的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(6): 1411–1419.
- Zhang W X, Sun G, He P, et al. Effects of urease and nitrification inhibitors on ammonia volatilization from paddy fields[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2013, 19(6): 1411–1419.
- [18] 区惠平, 周柳强, 黄金生, 等. 不同施氮量对稻田氨挥发损失的影响[J]. 南方农业学报, 2013, 44(11): 1851–1855.
- Qu H P, Zhou L Q, Huang J S, et al. Nitrogen application impact on ammonia volatilization in paddy field[J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2013, 44(11): 1851–1855.
- [19] 陈思根. 旱地石灰性土壤氨挥发特点及其氮素损失途径[J]. 干旱地区农业研究, 1988, (3): 28–37.
- Chen S G. Characteristics of ammonia volatilization in arid calcareous soils and nitrogen loss pathways[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 1988, (3): 28–37.
- [20] 张绍林, 蔡贵信, 王贤忠, 等. 黄淮海平原潮土—夏玉米系统中尿素氮损失途径的研究[J]. 土壤, 1991, (5): 271.
- Zhang S L, Cai G X, Wang X Z, et al. Study on urea nitrogen loss in tidal soil–summer maize system in Huang-Huai-Hai plain[J]. Soils, 1991, (5): 271.
- [21] 李少丛, 万红友, 王兴科, 等. 河南省潮土主要分布区代表性土壤系统分类研究[J]. 土壤通报, 2015, 46(2): 265–271.
- Li S C, Wan H Y, Wang X K, et al. Taxonomy of typical fluvo-aquic soil in Henan Province[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2015, 46(2): 265–271.
- [22] 董文旭, 吴电明, 胡春胜, 等. 华北山前平原农田氨挥发速率与调控研究[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(5): 1115–1121.
- Dong W X, Wu D M, Hu C S, et al. Ammonia volatilization and control mechanisms in the piedmont of North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(5): 1115–1121.
- [23] 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 J, Ju X T, Zhang L J, et al. Ammonia volatilization of N fertilizer and influencing factors in the North China Plain[J]. *Journal of Hebei Agricultural University*, 2009, 32(3): 5–11.
- [24] 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]. *Journal of*

- Plant Nutrition and Fertilizers, 2005, 11(3): 417–419.
- [25] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005, .
- Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2005.
- [26] 朱兆良, Simpson J R, 张绍林, 等. 石灰性稻田土壤上化肥氮损失的研究[J]. 土壤学报, 1989, 26(4): 337–343.
- Zhu Z L, Simpson J R, Zhang S L, et al. Investigations on nitrogen losses from fertilizers applied to flooded calcareous paddy soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 1989, 26(4): 337–343.
- [27] 肖娇, 樊建凌, 叶桂萍, 等. 不同施肥处理下小麦季潮土氨挥发损失及其影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(10): 2011–2018.
- Xiao J, Fan J L, Ye G P, et al. Ammonia volatilization from fluvo-aquic clay soil and its influencing factors during wheat growing season under different fertilization[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(10): 2011–2018.
- [28] 武岩, 红梅, 林立龙, 等. 不同施肥措施对河套灌区盐化潮土氨挥发及氧化亚氮排放的影响[J]. 土壤, 2017, 49(4): 745–752.
- Wu Y, Hong M, Lin L L, et al. Influence of different fertilization measures on NH₃ volatilization and N₂O emission in saline fluvo-aquic soil of Hetao Irrigation Area[J]. Soils, 2017, 49(4): 745–752.
- [29] 张水清, 张博, 岳克, 等. 生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氨挥发的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2020.
- Zhang S Q, Zhang B, Yue K, et al. Effects of biochar on NH₃ volatilization from four typical soils during early growth stage of winter wheat in the North China Plain[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2020.
- [30] 吕宏菲, 马星霞, 杨改河, 等. 秸秆还田对关中地区麦玉复种体系土壤氨排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2020, 28(4): 513–522.
- Lü H F, Ma X X, Yang G H, et al. Effect of straw returning on ammonia emissions from soil in a wheat-maize multiple cropping system in the Guanzhong region, China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2020, 28(4): 513–522.
- [31] 谢迎新, 刘园, 靳海洋, 等. 施氮模式对砂质潮土氨挥发、夏玉米产量及氮肥利用率的影响[J]. 玉米科学, 2015, 23(2): 124–129.
- Xie Y X, Liu Y, Jin H Y, et al. Effects of nitrogen application patterns on ammonia volatilization, summer maize yield and nitrogen use efficiency in sandy loam fluvo-aquic soil[J]. Journal of Maize Sciences, 2015, 23(2): 124–129.
- [32] 周丽平, 杨俐苹, 白由路, 等. 不同氮肥缓释化处理对夏玉米田间氨挥发和氮素利用的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(6): 1449–1457.
- Zhou L P, Yang L P, Bai Y L, et al. Comparison of several slow-released nitrogen fertilizers in ammonia volatilization and nitrogen utilization in summer maize field[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2016, 22(6): 1449–1457.
- [33] 刘敏, 张翀, 何彦芳, 等. 追氮方式对夏玉米土壤N₂O和NH₃排放的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(1): 19–29.
- Liu M, Zhang C, He Y F, et al. Impact of fertilization method on soil nitrous oxide emissions and ammonia volatilization during summer maize growth period[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2016, 22(1): 19–29.
- [34] 吕金岭, 刘骅, 王西和, 等. 施肥处理对春季冻融期灰漠土农田温室气体排放的影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(1): 159–173.
- Lü J L, Liu H, Wang X H, et al. Effects of fertilization on emission of greenhouse gases in farmland of gray desert soil during the freezing and thawing alternation period in spring[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, 55(1): 159–173.
- [35] 苏芳, 丁新泉, 高志岭, 等. 华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系氮肥的氨挥发[J]. 中国环境科学, 2007, 27(3): 409–413.
- Su F, Ding X Q, Gao Z L, et al. Ammonia volatilization from nitrogen fertilization of winter wheat-summer maize rotation system in the North China Plain[J]. China Environmental Science, 2007, 27(3): 409–413.
- [36] 李欠欠. 脲酶抑制剂LIMUS对我国农田氨减排及作物产量和氮素利用的影响[D]. 北京: 中国农业大学博士学位论文, 2014.
- Li Q Q. Effects of urea inhibitor LIMUS on ammonia mitigation and crop yield and nitrogen use efficiency in different croplands of China[D]. Beijing: PhD Dissertation of Chinese Agricultural University, 2014.
- [37] 张薇, 倪邦, 许秀春, 等. 氮肥使用对北方夏玉米季氨挥发的影响[J]. 环境科学, 2020.
- Zhang W, Ni B, Xu X C, et al. Impacts of nitrogen application on ammonia volatilization during maize season in Northern China[J]. Environmental Science, 2020.
- [38] Kuang Y, Xu W, Lin W, et al. Explosive morning growth phenomena of NH₃ on the North China Plain: Causes and potential impacts on aerosol formation[J]. Environment Pollution, 2020, 257: 113621.
- [39] Pan Y, Tian S, Liu D. Source apportionment of aerosol ammonium in an ammonia-rich atmosphere: An isotopic study of summer clean and hazy days in urban Beijing[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2018, 123(10): 5681–5689.
- [40] Wang C, Yin S, Bai L, et al. High-resolution ammonia emission inventories with comprehensive analysis and evaluation in Henan, China, 2006–2016[J]. Atmospheric Environment, 2018, 193: 11–23.
- [41] Zhang Q, Pan Y, He Y, et al. Bias in ammonia emission inventory and implications on emission control of nitrogen oxides over North China Plain[J]. Atmospheric Environment, 2019, 214: 25–36.