

水氮调控对设施土壤氨挥发特征的影响

刘阳阳, 李亚芳, 虞娜, 吕金东, 张丽媛, 张玉玲, 邹洪涛, 张玉龙

(沈阳农业大学土地与环境学院, 农业部东北耕地保育重点实验室, 发改委土肥资源高效利用国家工程实验室, 沈阳 110866)

摘要: 基于连续 6 年设施番茄水氮调控定位试验, 采用高分辨激光光谱法观测分析灌水下限(土壤水吸力为 W_1 : 25 kPa、 W_2 : 35 kPa、 W_3 : 45 kPa) 和施氮量(N_1 : 75 kg N/hm²、 N_2 : 300 kg N/hm²、 N_3 : 525 kg N/hm²) 对设施土壤氨挥发通量、累积挥发量、番茄产量及单产累积排放量的影响。结果表明: 灌水下限、施氮量及两者交互作用极显著的影响设施土壤氨挥发通量峰值、累积挥发量、单产氨挥发累积量、氨挥发损失率和番茄产量。氨挥发通量表现为施氮后 6~8 天氨挥发达到峰值。经验 S 模型可以较好地表征基肥和追肥 2 个时期氨挥发累积量随时间的变化, 氨挥发特征参数表现为基肥期以灌水下限和水氮交互影响为主, 追肥期以施氮量和水氮交互影响为主。与基肥相比, 采用滴灌追肥可显著的降低氨挥发累积量 94.78%~96.30%。受土壤 pH 和土壤 $NH_4^+ - N$ 含量及施肥带比例影响, 氨挥发的氮损失率在 0~2%。施氮量为 300 kg N/hm² 和灌水下限 25 kPa 组合的水氮处理(W_1N_2) 是协调氨挥发量和设施番茄产量的最佳水氮管理模式。

关键词: 水氮调控; 设施土壤; 氨挥发特征; 经验 S 模型

中图分类号: S156.99

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)05-0334-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.05.046

Effects of Water and Nitrogen Regulation on Soil Ammonia Volatilization in Greenhouse

LIU Yangyang, LI Yafang, YU Na, LÜ Jindong, ZHANG Liyuan,

ZHANG Yuling, ZOU Hongtao, ZHANG Yulong

(College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University, Key Laboratory of Arable Land Conservation (Northeast China), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, National Engineering Laboratory for Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources, Shenyang 110866)

Abstract: Based on a six-year field experiment, the effects of irrigation lower limits (soil water suction of 25, 35 and 45 kPa, marked as W_1 , W_2 and W_3 respectively) and nitrogen fertilization rates (75, 300 and 525 kg N/hm², marked as N_1 , N_2 and N_3 respectively) on soil ammonia volatilization flux, cumulative volatilization, tomato yield and ammonia per unit yield cumulative emission were studied in greenhouse by the high-resolution laser spectroscopy. The results showed that the peak of ammonia volatilization flux, cumulative volatilization, ammonia volatilization accumulation, ammonia volatilization loss rate and tomato yield were significantly affected by the irrigation lower limits, nitrogen fertilization rates and their interactions. The peak of ammonia volatilization flux occurred after 6~8 days of nitrogen application. The empirical sigmoidal model could be used to well fit the changes of ammonia volatilization accumulation with time in the basal and topdressing periods. The model parameters of ammonia volatilization were mainly affected by the irrigation lower limit and its interaction with nitrogen in the basal period, and which was mainly affected by nitrogen fertilization and its interaction with irrigation in the topdressing period. Drip fertigation could significantly reduce ammonia volatilization by 94.78%~96.30% compared with the basal fertilization. The nitrogen loss rate of ammonia volatilization ranged from 0 to 2% under the influence of soil pH, soil $NH_4^+ - N$ content and nitrogen fertilization zone proportion. Considering the mitigation of ammonia volatilization and increase of to-

收稿日期: 2020-01-17

资助项目: 国家自然科学基金项目(41401322); 国家重点研发计划项目(2016YFD0300807)

第一作者: 刘阳阳(1994—), 男, 硕士研究生, 主要从事节水灌溉研究。E-mail: y13734853964@163.com

通信作者: 虞娜(1975—), 女, 教授, 博士生导师, 主要从事土壤改良与农业节水研究。E-mail: sausoilyn@syau.edu.cn

mato yield, it was concluded that the optimal management in greenhouse was W_1N_2 treatment.

Keywords: irrigation and nitrogen fertilization regulation; greenhouse soil; ammonia volatilization; empirical sigmoidal model

为了提高蔬菜产量,不合理灌溉及过量氮肥投入导致设施生产氮素损失等环境问题日益加剧^[1]。施入土壤的氮肥主要以淋溶和气态的形式损失^[2],氮素的淋失是温室氮肥主要的损失途径^[3],进而导致设施土壤盐渍化、地下水硝酸盐超标等环境问题^[4]。优化施肥、控制灌水量和增加土壤氮固持能力均可降低设施土壤氮素淋溶损失,且温室滴灌比漫灌分别降低矿质氮和可溶性有机氮淋溶量 33.1% 和 39.6%^[5]。降低灌水量可减少可溶性氮向深层土壤的运移^[1],增加灌溉频率,减少单次灌水量可降低氮素淋溶损失^[6]。

氮素气态损失主要为氮通过挥发、反硝化,以氨(NH_3)、氧化亚氮(N_2O)、氮(N_2)和氮氧化物(NO_x)等气体形式进入大气^[7]。氨挥发除引起氮肥利用率下降^[8-9],还会引起空气中二次无机颗粒物、 $PM_{2.5}$ 等有害物质形成^[10-11],加剧大气污染问题。水分和氮素是设施生产易于调控的生产因素^[12],在相对密闭的设施环境中,科学的水氮管理对于调控设施土壤氮素供应、减少氮素损失及其对环境的影响显得尤为重要^[13]。因观测条件、土壤和作物种类等差异,土壤水分对氨挥发的影响较为复杂,喷灌尿素表施的氨挥发随灌水量增加而降低^[14],而使用沼液的菜地氨挥发随土壤孔隙含水率(WFPS)增加呈先降低后增加变化^[15]。滴灌施肥条件下,氨挥发损失率比漫灌降低 10.7%~31.0%^[16]。氨挥发量随氮肥的输入量呈线性或指数增长^[17-18],可高达氮肥施用量的 9%~40%^[19-20]。田间不同水氮处理土壤氨挥发的研究^[21-22]表明,氨挥发损失量随施氮或灌水量的增加均表现递增变化。而温室冬春茬黄瓜不同水氮条件土壤氨挥发影响^[23]表明,减氮 25% 处理的累积氨挥发量显著下降 20.8%~22.2%。目前,国内外关于水氮调控下设施土壤氨挥发的研究多采用通气法,其测量精度有限,高分辨高精度方法的应用还很有限。因此,本研究基于连续 6 年的设施水氮调控的田间定位试验,使用高分辨激光光谱测定并研究设施土壤水氮调控对土壤氨挥发动态和特征,以期为设施农业水氮高效利用,减缓设施农业氨挥发提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验地概况

本研究于 2018 年 4—8 月在沈阳农业大学设施水氮定位田间试验地内进行,该试验地位于温带半湿

润大陆性季风气候区,年均温度为 7.0~8.1 °C,无霜期 148~180 天,日照时长为 2 445.7 h。试验地为始建于 2012 年的日光温室,每年 4—8 月执行相同的试验方案进行番茄定位试验,其余时间在棚膜遮盖下进行休闲。供试土壤为棕壤,2012 年试验开始前 0—20 cm 土壤有机质含量 10.9 g/kg,全氮含量 1.4 g/kg,碱解氮含量 57.8 mg/kg,速效磷含量 25.2 mg/kg,速效钾含量 90.2 mg/kg,土壤 pH 7.1。

1.2 试验设计

试验采用灌溉和氮肥双因素随机区组设计,氮肥设 3 个水平, N_1 :75 kg N/hm²、 N_2 :300 kg N/hm²、 N_3 :525 kg N/hm²;灌溉设 3 个灌水下限水平,土壤水吸力分别为 W_1 :25 kPa、 W_2 :35 kPa 和 W_3 :45 kPa。组合共 9 个处理,每个处理 4 次重复,小区面积 2.5 m²。试验采用膜下滴灌方式进行灌溉,各小区土壤水分动态情况通过在土壤中分层埋设张力计和 TDR 探头指示土壤水分变化,确定灌溉时间和灌溉量。灌水上限为土壤田间持水量(0.348 9 cm³/cm³),各灌水下限土壤含水量由设定土壤水吸力值算出,即以埋设在 20 cm 深度的土壤张力计读数(上午 8:00—8:30)达到灌水下限土壤吸力值时,依据实测值,使用土壤水分特征曲线($\theta=0.5205(1+(6382.43h)^{11.501})^{-0.0094}$, $r=0.995$, $P<0.01$, h 为土壤水吸力(kPa); θ 为土壤体积含水量(m³/m³))计算土壤体积含水量,进一步计算小区单次灌水量 Q ,计算公式为:

$$Q=(Q_f-Q_1)\times H\times R\times S \quad (1)$$

式中: Q 为单次灌水量(m³/小区); Q_f 和 Q_1 分别为灌水上限和灌水下限的土壤含水量(cm³/cm³); H 为计划湿润层厚度(m),取 $H=0.3$ m; R 为土壤湿润比,取 $R=0.5$; S 为小区面积(m²)。

每年定植前一次性基施有机肥(膨化鸡粪)26.4 t/hm²和过磷酸钙 220 kg P₂O₅/hm²,氮(尿素)和钾肥(硫酸钾 300 kg K₂O/hm²)分 3 次分别在定植期、第 1 穗果膨大期、第 2 穗果膨大期作基肥和 2 次追肥等量施入。本研究于 2018 年 4 月 29 日番茄定植,8 月 2 日收获结束。水分处理时间为定植后 26 天,追肥时间分别为定植后 45,64 天,追肥的肥料随滴灌水施用。

1.3 测定项目及指标

氨挥发的原位测量从定植当天开始,观测频率为施肥后第 1 周每天测量 1 次,施肥后第 2 周隔 1 天测

量 1 次,其余时间隔 2 天测量 1 次,每个处理随机选 3 个位点作为固定位置于每日上午 8:00—11:00 测量。采用 40 cm×40 cm×40 cm 采集箱进行观测,带水槽的 40 cm×40 cm×10 cm 底座于定植前沿滴灌带方向埋入作物间的滴灌湿润部分。观测时,采集箱放置于底座上,并加水密封。采集箱通过专用防 NH₃ 吸附的连接管连接分析仪,密闭连续观测 4~6 min,获得稳定的通量变化图谱,气体观测同时,记录箱内空气温度、土壤温度、初始气压值。土壤氨挥发的测定采用动态气室及高分辨激光光谱法(检测频率:1 s;精确度:0.5 ppb),使用便携式氨气分析仪 911-0016(Los Gatos Research Inc., Can)测定,通过采集箱密封后 NH₃ 浓度增加获得 NH₃ 的排放速率。记录整个生长季的土壤含水率、灌水量和番茄产量。土壤 pH(1:2.5 水土比)采用 pH 计测定(pH510, Eutech Instruments., Singapore)。土壤 NH₄⁺ 含量采用 0.01 mol/L CaCl₂ 提取,AA3 自动分析仪测定(Seal Analytical, Inc., Mequon, WI, USA)。

1.4 数据处理

氨气挥发通量计算公式为:

$$F_c = \frac{10VP_0(1 - \frac{W_0}{1000})}{RS(T_0 + 273.15)} \times \frac{\partial C'}{\partial t} \times 14 \times 3600 \quad (2)$$

式中: F_c 为土壤 NH₃ 排放通量($\mu\text{g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$); V 为系统内部总体积(cm^3); P_0 为气室初始气压(kPa), W_0 为气室初始水汽浓度(mmol/mol); R 为普适气体常数($8.314 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/(\text{k} \cdot \text{mol})$); S 为土壤测量面积(cm^2); T_0 为气室初始气温($^{\circ}\text{C}$); $\frac{\partial C'}{\partial t}$ 为水校正后 NH₃ 的排放速率($1 \mu\text{mol}/\text{s}$)。

氨挥发累积量计算公式为:

$$CF = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_{i+1} + F_i}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \times 10^4 \times 10^{-6} \quad (3)$$

式中: CF 为 NH₃ 挥发累积量($\text{g N}/\text{hm}^2$); F 为第 i 次测量的氨挥发通量($\mu\text{g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$); $(t_{i+1} - t_i)$ 为 2 次相邻测定之间的间隔时间(d); n 为总观测次数。

氨挥发损失率计算公式为:

$$\text{氨挥发损失率}(\%) = \frac{CF}{S_N \times 10^3} \times 100 \quad (4)$$

式中: CF 为 NH₃ 挥发累积量($\text{g N}/\text{hm}^2$); S_N 为施氮量($\text{kg N}/\text{hm}^2$)。

单产 NH₃ 累积排放量计算公式为:

$$Y - S_{\text{NH}_3} = \frac{CF}{Y} \quad (5)$$

式中: $Y - S_{\text{NH}_3}$ 为单产 NH₃ 累积排放量(Yield-scaled NH₃ intensity)($\text{g N}/\text{kg}$); CF 为累积 NH₃ 排放量($\text{g N}/\text{hm}^2$); Y 是番茄产量(kg/hm^2)。

对氨挥发累积量随定植时间变化规律采用经验统计模型进行排放动力学特征拟合^[24],函数模型公式为:

$$N_{\text{loss}}(t) = a \times (1 - e^{(-bt)})^i \quad (6)$$

式中: $N_{\text{loss}}(t)$ 某个时间的氮挥发损失量($\text{g N}/\text{hm}^2$); t 为时间(d); a 为氮挥发最大损失量; b 为速率参数; i 为形状参数($i \leq 1$ 指数, $i > 1$ “S”形)。

采用 SPSS 21.0 进行随机区组双因素方差分析,多重比较采用 Duncan 法,采用 Matlab 2016 的非线性拟合函数 lsqcurvefit 进行经验统计模型模拟,Origin 9.4 进行数据绘图。

2 结果与分析

2.1 水氮调控对土壤氨挥发通量动态的影响

2.1.1 基肥期 在番茄整个生长季,土壤氨挥发通量表现出较大的变化,为此分为基肥(定植到第 1 次追肥前)和追肥(第 1 次追肥到收获结束)2 个阶段比较水氮调控对土壤氨挥发动态变化的影响。基肥后不同水氮调控土壤氨挥发通量变化见图 1,随定植天数延续,不同水氮处理土壤氨挥发通量均表现为先升高后降低的变化趋势,在 6~8 天达到峰值。灌水下限 W_1 和 W_2 水平均在定植后第 6 天达最大值,而灌水下限 W_3 水平表现在第 8 天达最大值。各水氮处理在定植第 18 天降低到较低水平。进一步比较水氮处理对排放高峰期 6,8 天的土壤氨挥发的影响表明,灌水下限、施氮量及水氮交互均对高峰期土壤氨挥发影响极显著,灌水下限对氨挥发的影响表现为第 6 天随着灌水下限升高,挥发量降低的趋势,而第 8 天灌水下限的影响表现为相反的变化趋势,增加灌水下限具有延迟氨挥发高峰期的特征。施氮量对 2 天氨挥发的影响均表现为 N_3 挥发量最大,其次 N_1 和 N_2 。且 N_3 和 N_1 差异不显著。 N_3 极显著的高于 N_2 ,而 N_2 和 N_1 之间显著差异。水氮交互使得的 $W_1 N_3$ 处理的第 6 天和 $W_3 N_2$ 处理的第 8 天氨挥发通量最大。

2.1.2 追肥期 图 2 为追肥后水氮处理土壤氨挥发通量的动态变化,其整体变化趋势基本一致。在定植后第 45,64 天(2 次追肥)后,土壤氨挥发呈先上升后下降直至平稳的变化趋势。第 1 次追肥后氨挥发通量峰值集中在追肥后第 7 天后,其通量表现为相同施氮量随灌水下限降低及相同灌水下限随施氮量增加,均有增加的趋势。第 2 次追肥后排放通量的峰值不够明显,不同灌水下限之间的氨挥发通量差异减小,

而不同施氮量之间差异仍表现为通量随施氮量增加而上升的特点。追肥后土壤氮挥发通量峰值显著低

于基肥期,基肥期氮挥发通量峰值为追肥期氮挥发峰值的 15.76~33.30 倍。

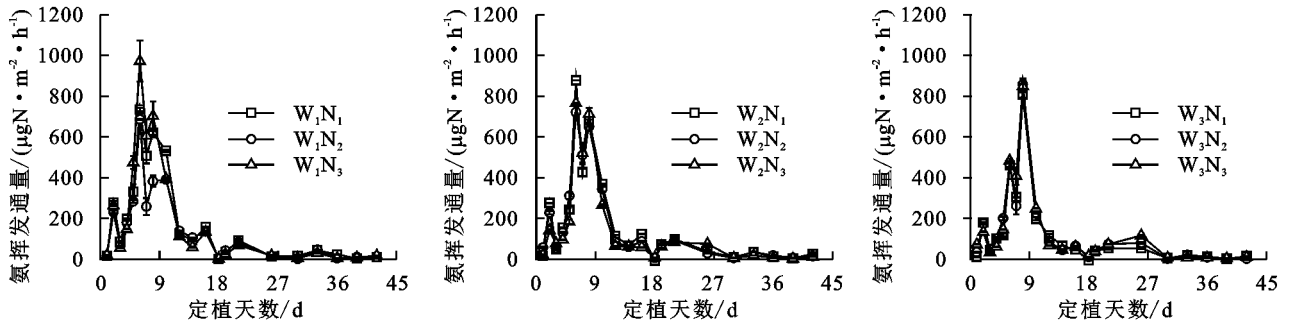


图 1 基肥后不同水氮调控土壤氮挥发通量的动态变化

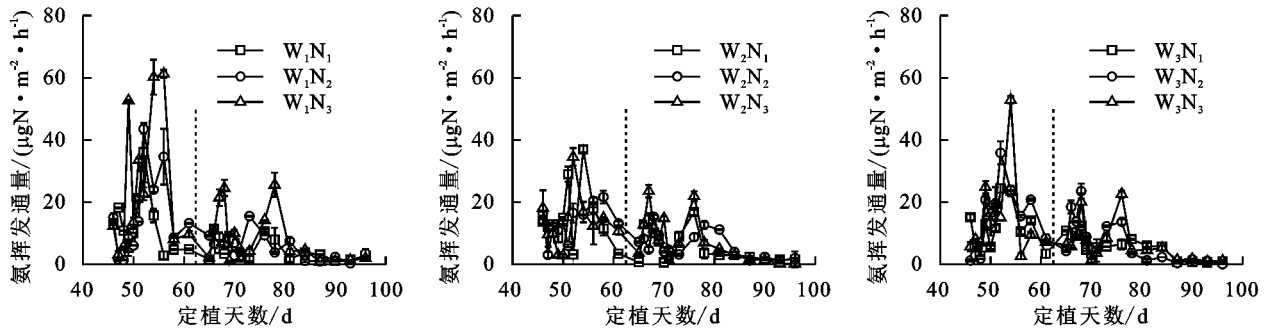


图 2 追肥后不同水氮调控氮挥发通量的动态变化

2.2 水氮调控对氮挥发累积量动态的影响

2.2.1 基肥期 图 3 为基肥期不同水氮调控土壤氮挥发累积量变化,不同水氮处理对基肥期土壤氮挥发累积量变化曲线形状相似,受灌水下限和施氮量影响,曲线的位置和形状各异。随灌水下限降低,基肥期氮挥发最大累积量呈增加的趋势。相同灌水下限不同施氮量的氮挥发累积曲线分异程度表现为随灌水下限降低增大的特点。进一步采用经验统计模型拟合各水氮处理下氮挥发累积曲线,其模型参数见表 1,所有模型拟合决定系数 R^2 在 0.971~0.996 范围变化,所有处理形状参数 $i > 1$, 表现为“S”形模型。基肥期水氮调控的双因素方差分析表明,灌水下限、施氮量及水氮交互

对氮挥发最大损失量 a 和速率参数 b 均达到 1% 极显著差异。灌水下限和施氮量的单一效应表明,随灌水下限增加,参数 a 和 b 均表现为降低的变化,即 $W_1 > W_2 > W_3$ 。 W_1 的参数 a 和 b 显著高于 W_2 和 W_3 , W_2 和 W_3 的参数 a 差异显著,而参数 b 表现为 W_2 和 W_3 差异不显著。施氮量对氮挥发模型参数 b 的影响表现为 $N_3 > N_1 > N_2$ 。而对参数 a 的影响为 $N_1 > N_3 > N_2$ 。施氮量对 a, b 2 个参数的影响均表现为 N_1 和 N_3 之间差异不显著,但二者均显著的高于 N_2 水平。水氮交互效应使得模型参数 a 的最大值出现在 W_1N_1 和 W_1N_3 处理,且二者差异不显著,参数 a 最小值出现在 W_3N_1 。参数 b 以 W_1N_3 处理最大,而 W_1N_2 的参数 b 最小。

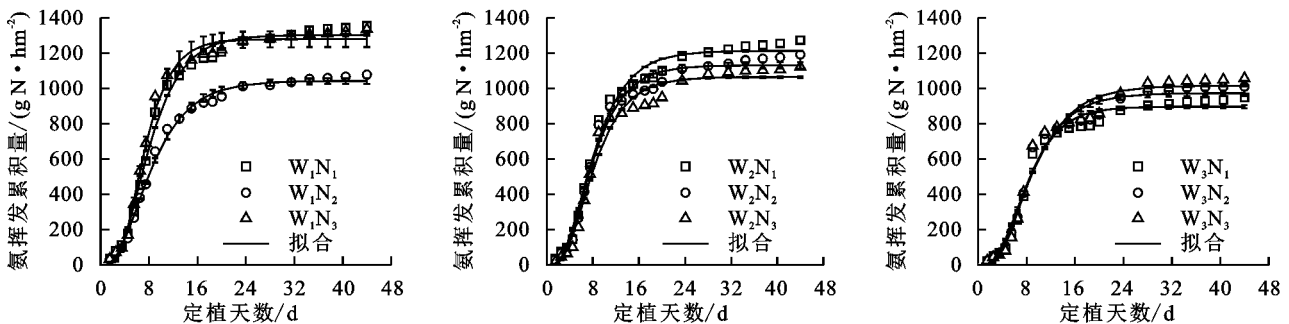


图 3 基肥期不同水氮调控土壤氮挥发累积量动态变化

2.2.2 追肥期 图 4 为追肥期不同水氮调控土壤氮挥发累积量变化,受不同水氮影响,随时间延续,各处理变化趋势存在较大差异。以灌水下限 W_1 受施氮量影响分异明显,不同施氮量之间氮挥发累积量差异极显著。 W_3 分异次之, W_2 差异较小。相同灌水下限下不

同施氮量处理氮挥发累积量随追肥后时间延续,均呈 $N_3 > N_2 > N_1$ 的规律。在追肥至收获期间,各处理的氮挥发最大累积量大小顺序为 $W_1N_3 > W_3N_3 > W_2N_3 > W_2N_2 > W_1N_2 > W_3N_2 > W_2N_1 > W_3N_1 > W_1N_1$ 。经验统计模型拟合追肥后各水氮处理下氮挥发累积曲线,

所有处理形状参数 $i > 1$, 表现为“S”形模型。对其参数进行双因素方差分析(表 1)表明, 除灌水下限对氨挥发最大损失量 a 和速率参数 b 影响达显著外, 施氮量及水氮交互对氨挥发最大损失量 a 和速率参数 b 均达到 1% 极显著差异。灌水下限和施氮量的单一效应表明, 随灌水下限增加, 参数 a 表现为降低的变化, 即 $W_1 > W_2 > W_3$, 且表现为仅 W_1 显著大于 W_2 、 W_3 。参数 b 表现为 $W_1 > W_3 > W_2$, W_1 、 W_3 显著大于 W_2 , W_1 和 W_3 无显著差异。施氮量对氨挥发模型参数 a 的

影响为 $N_3 > N_2 > N_1$, 即 a 随着施氮量增加而增加, 对 b 的影响均表现为 $N_2 > N_3 > N_1$, N_2 均显著高于 N_3 , N_1 ; N_3 和 N_1 间无显著差异。水氮交互效应使得模型参数 a 的最大和最小处理分别为 W_1N_3 和 W_3N_1 。参数 b 以 W_1N_2 、 W_1N_3 处理较大, 且二者差异不显著。进一步采用因素离差平方和占总变异比例分析三者之间的大小关系, 基肥期对参数 a 表现为灌水下限 $>$ 水氮交互 $>$ 施氮量, 而对参数 b 表现为水氮交互 $>$ 施氮量 $>$ 灌水下限。追肥期对参数 a 和 b 均表现为施氮量 $>$ 水氮交互。

表 1 氨挥发累积变化曲线经验统计模型参数

处理	基肥期			追肥期		
	最大损失量(a)	速率参数(b)	形状参数(i)	最大损失量(a)	速率参数(b)	形状参数(i)
W_1N_1	1302.58±5.9a	0.250±0.0bc	4.63±0.10bc	90.12±9.31d	0.044±0.007d	1.12±0.05d
W_1N_2	1042.51±16.0d	0.212±0.007d	3.52±0.20c	114.07±1.28b	0.090±0.009a	2.45±0.17a
W_1N_3	1279.01±45.5a	0.324±0.020a	6.86±0.87a	165.21±3.39a	0.084±0.007ab	1.94±0.13b
W_2N_1	1212.38±2.3b	0.234±0.002cd	4.09±0.05bc	108.95±3.78bc	0.055±0.007cd	1.43±0.10c
W_2N_2	1130.57±17.6c	0.249±0.004bc	4.43±0.10bc	116.49±1.96b	0.063±0.004cd	1.90±0.08b
W_2N_3	1064.05±5.0d	0.248±0.001bc	4.67±0.07b	120.88±0.92b	0.058±0.002cd	1.82±0.11b
W_3N_1	896.61±10.3f	0.273±0.008b	5.98±0.32a	95.03±3.28cd	0.067±0.004bc	1.84±0.04b
W_3N_2	973.16±15.0e	0.224±0.003cd	4.20±0.08bc	113.72±4.90b	0.086±0.005a	2.28±0.07a
W_3N_3	1015.80±4.4de	0.208±0.003d	3.97±0.06bc	124.18±5.21b	0.055±0.005cd	1.50±0.05c
W_1	1208.03±43.83a	0.26±0.018a	5.00±0.55a	123.13±11.44a	0.073±0.008a	1.84±0.20a
W_2	1135.67±22.09b	0.24±0.003b	4.71±0.09a	115.44±2.15ab	0.059±0.003b	1.72±0.09a
W_3	961.86±18.25c	0.24±0.010b	4.40±0.33a	110.98±4.82b	0.069±0.005a	1.87±0.12a
N_1	1137.19±61.64a	0.25±0.006a	4.90±0.30a	98.03±4.16c	0.055±0.004b	1.46±0.11c
N_2	1048.75±24.170b	0.23±0.006b	4.05±0.15b	114.76±1.63b	0.080±0.005a	2.21±0.10a
N_3	1119.62±42.58a	0.26±0.018a	5.17±0.50a	136.76±7.35a	0.066±0.005b	1.75±0.08b
W	0.0001**	0.0034**	0.1122 ^{ns}	0.0182*	0.0260*	0.1864 ^{ns}
N	0.0001**	0.0006**	0.0021**	0.0001**	0.0006**	0.0001**
W×N	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0034**	0.0001**

注: 表中数据为平均值±标准误; 同列不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$); 最后 3 行数据为 F 检验 P 值; * 和 ** 分别表示 0.05 和 0.01 水平差异显著; ^{ns} 表示差异不显著。下同。

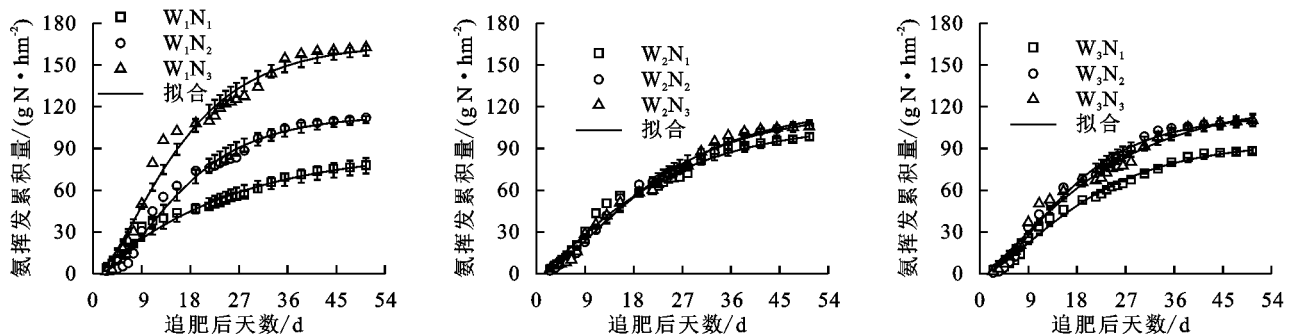


图 4 追肥期不同水氮调控土壤氨挥发累积量动态变化

2.3 水氮调控对土壤氨挥发损失率及单产累积排放量的影响

由表 2 可知, 灌水下限、施氮量及水氮交互对整个生长期的田间实测、模型预测最大氨挥发累积量、基肥期排放占比、氮肥损失率、番茄产量及单产累积

排放量的影响均达极显著。基肥期氨挥发排放占比为 89.14%~94.56%, 追肥氨挥发累积量较基肥期降低 94.78%~96.30%。用各因素离差平方和占总变异的百分比来描述其影响效应的强弱, 对田间实测和模型预测最大累积量表现为灌水下限 $>$ 水氮交互 $>$

施氮量;对基肥期排放占比、氮损失率、番茄产量的影响均表现为施氮量>水氮交互>灌水下限;对单产累积排放量的影响效应表现为水氮交互>施氮量>灌水下限。分析单一效应对各阶段挥发累积量及产量和单产累积排放量的影响,不同灌水下限单一效应分析表明,田间实测及模型预测最大氮挥发累积量、氮肥损失率、产量以及单产累积排放量均表现为 $W_1 > W_2 > W_3$,即随着灌水下限增加呈降低趋势;基肥期排放占比表现为 $W_2 > W_1 > W_3$,且各灌水下限间达到极显著差异。对番茄产量影响表明, W_1 极显著大于 W_2, W_3 ,后二者间未达到显著差异。单产累积排放量 W_1, W_2 之间未达显著差异,但均显著大于 W_3 。不同施氮量单一效应分析表明,实测和预测最大氮挥

发累积量均表现为 $N_3 > N_1 > N_2$, N_1 和 N_3 之间未达显著差异,但均极显著高于 N_2 。基肥期排放占比和单产累积排放量均随施氮量增加而降低, N_1 均极显著高于 N_2, N_3 ; N_2 和 N_3 之间的差异分别为显著和不显著差异。番茄产量随着施氮量的增加而增加,且各施氮水平之间均达极显著差异。水氮交互效应使得 $W_1 N_3$ 实测和预测最大氮挥发累积量显著或极显著高于其他各处理, $W_3 N_1$ 显著或极显著低于其他各处理。番茄产量表现出 $W_1 N_3$ 极显著高于其他处理, $W_1 N_1$ 显著或极显著低于其他处理;单产累积排放量 $W_1 N_1$ 最高,且分别与其他各处理达到显著或极显著差异, $W_3 N_3$ 最低,与除 $W_3 N_1$ 外其他各处理均达显著或极显著差异。

表2 水氮调控对土壤最大氮挥发累积量、氮肥损失率及氮单产累积排放量的影响

处理	最大氮挥发累积/(g N · hm ⁻²)		基肥期 排放占比/%	氮损 失率/%	番茄产量/ (×10 ³ kg · hm ⁻²)	氮单产累积排放量/ (×10 ⁻³ g · kg ⁻¹)
	田间实测	模型预测				
$W_1 N_1$	1431.42±8.87b	1392.70±3.97b	94.56±0.36a	1.91±0.01a	80.20±1.05f	17.86±0.32a
$W_1 N_2$	1189.97±17.57d	1156.57±15.11e	90.58±0.26d	0.40±0.01e	101.45±1.30c	11.74±0.29e
$W_1 N_3$	1497.74±49.15a	1444.21±42.16a	89.14±0.20e	0.29±0.01g	123.36±1.35a	12.14±0.28de
$W_2 N_1$	1371.75±1.42b	1321.33±1.56c	92.81±0.14b	1.83±0b	91.44±1.75d	15.01±0.28b
$W_2 N_2$	1297.35±22.45c	1247.06±15.58d	91.79±0.15c	0.43±0.01d	100.29±0.75c	12.94±0.32de
$W_2 N_3$	1228.16±7.44d	1184.93±4.10e	91.40±0.05c	0.23±0h	91.69±0.19d	13.39±0.07c
$W_3 N_1$	1035.99±8.94f	991.64±7.11g	91.49±0.20c	1.38±0.01c	89.38±1.20d	11.60±0.25ef
$W_3 N_2$	1118.39±14.59e	1086.89±10.08f	90.24±0.40d	0.37±0f	85.01±2.25e	13.19±0.57c
$W_3 N_3$	1168.21±6.71de	1139.98±1.43e	90.56±0.15d	0.22±0h	107.93±0.52b	10.82±0.02f
W_1	1373.04±49.19a	1331.16±46.14a	91.42±0.82b	0.86±0.26a	101.67±6.26a	13.91±1.00a
W_2	1299.09±21.83b	1251.11±20.26b	92.00±0.22a	0.83±0.25b	94.47±1.56b	13.78±0.34a
W_3	1107.53±19.99c	1072.84±21.99c	90.76±0.23c	0.66±0.18c	94.11±3.61b	11.87±0.39b
N_1	1279.72±61.65a	1235.22±61.81a	92.95±0.46a	1.71±0.08a	87.01±1.86c	14.82±0.92a
N_2	1201.90±27.60b	1163.51±24.19b	90.87±0.28b	0.40±0.01b	95.59±2.78b	12.62±0.30b
N_3	1298.04±52.70a	1256.38±48.96a	90.37±0.34c	0.25±0.01c	107.66±4.59a	12.12±0.38b
W	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**
N	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**
W×N	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**	0.0001**

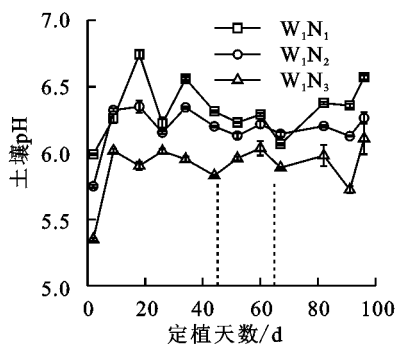
3 讨论

3.1 不同水氮处理对设施土壤氮挥发通量和累积量的影响

氮挥发通量受施氮量、气候和水管理等因素影响,在气候因素中,风速和温度是影响其挥发量的重要因子^[25]。本研究中,设施环境内温度较为一致,外界风速影响小,为此不同水氮管理是引起设施土壤氮挥发差异的主要因素。试验结果表明,在施基肥后7天左右出现氮排放峰,这与已有研究^[23,26]相一致。与已有研究^[23]相比,峰值大小明显偏低,这可能与生育期内土壤 pH 在 5.35~6.74 变化(图 5),其土壤

pH 较低有关。已有研究^[27]表明,土壤 pH 可以显著影响土壤溶液中的 NH_4^+ 和 NH_3 相对平衡, pH 从 6~9 每上升 1 单位, NH_3 的相对浓度分别为 0.1%, 1%, 10%, 50%, 这表明 pH 为 6 左右的酸性设施土壤会抑制氮排放。王强等^[28]研究表明, pH 低于 6 时土壤硝化作用速率显著下降,有利于土壤 NH_4^+ 积累。但本研究中 NH_3 挥发通量偏低,这与较低的土壤 pH 抑制了土壤中 NH_4^+ 的有效性,阻碍 NH_4^+ 转化为 NH_3 有关。设施内定植初期土壤 pH 均小于 6,可能是引起其氮的相对损失率较低的直接原因。设施番茄整个生育期的土壤基肥是追肥期氮挥发通

量的数十倍,这可能与基肥和追肥期的氮肥施用方式不同有关。已有研究^[25]表明,表层撒施有机肥时,氨挥发排放增加,且尿素在温暖潮湿土壤上表施时,氨挥发损失亦增加^[29]。本研究定植时有机肥和尿素土壤表层施入,土壤湿润更有利于氨挥发。而追肥采用尿素随灌溉水施用,其水解后形成的铵离子会随灌溉水进入表层和深层土壤,减少氨挥发。水氮调控的土壤氨挥发通量和累积量存在极显著差异, W_1N_1 和 W_1N_3 组合分别在基肥和追肥期表现为氨挥发累积



注:图中虚线位置为 2 次追肥的时间点。

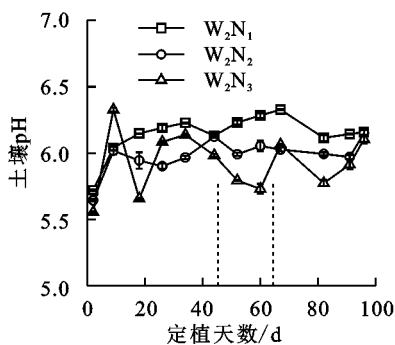


图 5 生育期土壤 pH 动态变化

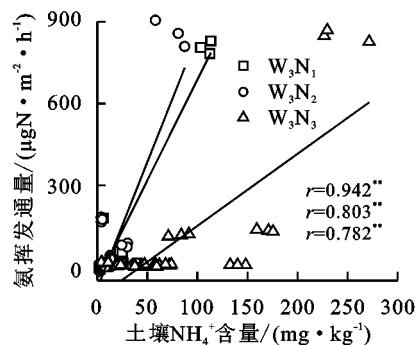
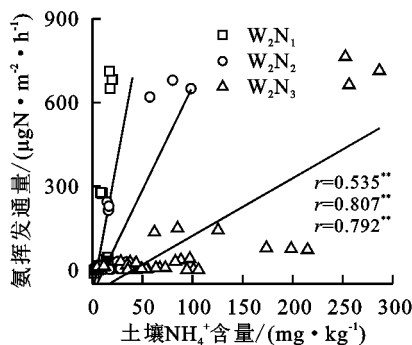
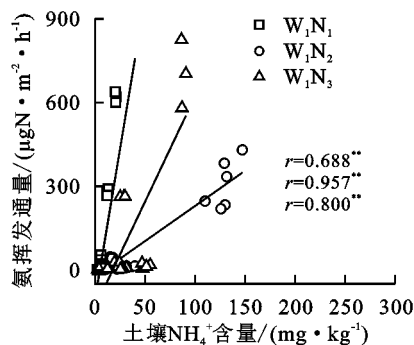
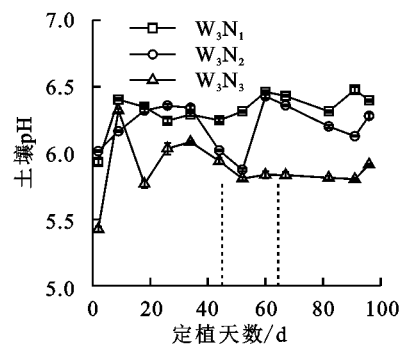


图 6 土壤氨挥发通量与表层土壤 NH_4^+ 含量的关系

第 2 次追肥比第 1 次追肥氨挥发峰值有一定幅度降低,这可能是与番茄生长中后期植株冠层覆盖度增加,尽管环境温度较高但有效的地表遮挡减缓了地表土温升高,同时根系对氮素的吸收的增加有关。氮肥的施用是影响土壤氨挥发的重要因素,已有研究^[23,26]表明,随着施肥量的增加各施肥时期氨挥发通量峰值和氨挥发累积量增加。在追肥期 3 个灌溉水平下氨挥发通量峰值、氨挥发累积量均表现出 $N_3 > N_2 > N_1$,即氨挥发通量峰值、氨挥发累积量与施氮量呈正相关关系,这与前人^[23]的研究相一致。在相同施氮量不同灌溉下限之间氨挥发累积量变化规律不一致,这可能是与受水氮交互作用有关。

经验统计模型拟合经常采用 $R^2 > 0.95$ 的标准作为判定依据^[24],研究表明,不同水氮处理氨挥发模型拟合的 R^2 均满足判定依据,表明经验统计 S 模型可以很好地拟合不同水氮处理下土壤累积氨挥发随

量最大。灌溉下限 W_1 灌溉频繁,土壤湿度较大,这有利于促进尿素水解,使 NH_4^+ 浓度升高,加速铵向氨的转化。另外, W_1N_1 相对其他处理 pH 较高,更利于 NH_4^+ 向液态或气态 NH_3 转化^[27],进而促进该处理氨的挥发。本研究中,各处理的氨挥发通量与表层土壤 NH_4^+ 含量均呈极显著正相关关系(图 6),说明随着表层土壤胶体吸附的 NH_4^+ 增加,氨挥发通量显著提高,这与土壤溶液中铵增加,促进氨从土壤水气界面扩散到空气中有关^[29]。

定植时间的变化,这与 S 模型在其他条件取得较好地拟合效果一致^[29]。水氮调控中施氮量及水氮交互效应极显著影响基肥和追肥期参数 a 和 b ,而灌溉下限对基肥和追肥参数 a 、 b 分别达极显著和显著影响。水氮耦合效应显著,表明灌溉下限和施氮量会产生协同或者拮抗作用影响土壤氨挥发特征。基肥和追肥期,随着生育期延续,影响土壤累积氨挥发量的特征参数的主导因子发生变化,基肥期以灌溉和水氮交互效应为主,而追肥期施氮量的影响增加,灌溉下限影响减小。基肥期最大损失量 a 远高于追肥期,表征了基肥期氨挥发最大量远大于追肥期;且其速率参数 b 也大于追肥期,即一定时间内氨挥发累积量增加的更快。水氮调控研究结果表明,模型预测生长季总的氨挥发累积量有一定低估田间实测值,但不同处理其偏差仅占实测值的 2.42%~4.28%。

3.2 不同水氮处理对氨氮损失、番茄产量的影响

尿素与过磷酸钙配施能明显降低氨的挥发损失,

施肥后翻耕及施肥后立即浇水能使氮挥发损失降低到5%以下^[30]。pH在5.5~7.3的土壤氮损失量较pH在8.5以上的土壤降低61%^[31]。当设施温室施氮量为348~870 kg N/hm²时,通过氮挥发损失的氮仅占施氮量的0.1%~0.6%^[3]。本试验结果表明,各处理生育期氮挥发的氮损失率均在0~2%,氮挥发引起的氮损失较低,这除了和土壤pH有关外,还与本研究氮测定同时涵盖施肥和非施肥带(施肥带/非施肥带面积为1:2)有关,这与类似研究^[4,8]的结果一致。基肥期氮挥发排放占总量比为89.14%~94.56%,追肥氮挥发累积量较基肥期降低94.78%~96.30%,这表明滴灌施氮可以显著的降低氮挥发。

本研究中,水分和氮素及两者交互效应均对番茄产量有极显著影响,番茄产量随着灌水下限的增加而降低,W₂和W₃差异较小,相差仅为W₃的0.38%。施氮能有效增加番茄产量,表现为N₃>N₂>N₁。由于受水氮交互作用影响极显著,表现出灌水下限为25 kPa,施氮量为525 kg N/hm²时产量最高为123.36 t/hm²,而以W₁N₁处理产量最低,相差34.98%,这可能与番茄为喜水喜肥作物有关。

不同水或氮的单一及水氮耦合对氮挥发损失、单产氮累积排放量的影响均达极显著,且二者之间表现为显著正相关关系($r=0.709^*$, $p<0.05$),这与前人^[32]的研究结果相似。而氮挥发损失百分比与产量达负相关关系($r=-0.583$),但未达到显著水平。单产累积排放量W₃N₃最低,与最高产量W₁N₃处理相比较,产量降低12.51%,氮挥发累积损失量降低22%,每减产1%番茄产量氮挥发损失降低1.76%,为氮减排和稳定生产较为适宜的水氮管理模式。W₁N₂处理与W₃N₃的氮挥发最大累积量、基肥期排放占比、氮单产累积排放量均无显著差异,产量有极显著差异,相对后者降低6%,同时其氮肥投入量也低于W₃N₃处理42.86%。考虑到大量氮肥施用及长间隔的大量灌溉会加剧土壤氮素淋溶^[6,33],对土壤质量和浅层地下水造成的负面影响,W₁N₂也可列入适宜的水氮管理模式。

4 结论

灌水下限、施氮量及两者交互作用极显著的影响设施土壤氮挥发通量峰值、挥发累积量、单产氮挥发累积量、氮挥发损失率和番茄产量。经验统计S模型可以较好地拟合设施番茄不同施肥时期土壤氮挥发累积量变化。基肥期氮挥发特征参数主要受灌水下限和水氮交互影响,而追肥期氮挥发特征参数以施氮量和水氮交互影响为主。与土壤施肥(基肥)模式相比,采用滴灌施肥(追肥)模式可显著的降低氮挥发量

94.78%~96.30%。

综合分析氮肥投入、产量与氮挥发累积量增量之比可得,施氮量为300 kg N/hm²配合灌水下限25 kPa处理(W₁N₂)的经济效和环境效益最适宜,为协调氮挥发损失和番茄产量最佳的水氮管理模式。

参考文献:

- [1] Lv H F, Lin S, Wang Y F, et al. Drip fertigation significantly reduces nitrogen leaching in solar greenhouse vegetable production system[J]. *Environment Pollution*, 2019, 245: 694-701.
- [2] Ju X T, Zhang C. Nitrogen cycling and environmental impacts in upland agricultural soils in north China: A review[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16(12): 2848-2862.
- [3] Min J, Zhao X, Shi W M, et al. Nitrogen balance and loss in a greenhouse vegetable system in Southeastern China[J]. *Pedosphere*, 2011, 21(4): 464-472.
- [4] Zhou J B, Chen Z J, Liu X J, et al. Nitrate accumulation in soil profiles under seasonally open 'sunlight greenhouses' in Northwest China and potential for leaching loss during summer fallow[J]. *Soil Use and Management*, 2010, 26(3): 332-339.
- [5] 梁斌,唐玉海,王群艳,等.滴灌和施用秸秆降低日光温室番茄地氮素淋溶损失[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(7): 78-85.
- [6] Lv H F, Zhao Y M, Wang Y F, et al. Conventional flooding irrigation and over fertilization drives soil pH decrease not only in the top- but also in subsoil layers in solar greenhouse vegetable production systems[J]. *Geoderma*, 2020, 363: 114156.
- [7] Ti C P, Yan X Y. Nitrogen regulation in China's agricultural systems. in Liu X J, Du E Z, atmospheric reactive nitrogen in China: Emission, deposition and environmental impacts[M]. Singapore: Springer, 2019.
- [8] 李银坤,武雪萍,武其甫,等.水氮用量对设施栽培蔬菜地土壤氮挥发损失的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(4): 949-957.
- [9] Liao W H, Wang S, Liu C J, et al. Measuring ammonia emissions from vegetable greenhouses with an inverse dispersion technique[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 278: e107653.
- [10] 薛文博,许艳玲,唐小龙,等.中国氨排放对PM_{2.5}污染的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(12): 3531-3539.
- [11] 韦莲芳,段青春,谭吉华,等.北京春季大气中氨的气粒相转化及颗粒态铵采样偏差研究[J]. *中国科学:地球科学*, 2015, 45(2): 216-226.
- [12] Wu H Q, Du S Y, Zhang Y L, et al. Effects of irrigation and nitrogen fertilization on greenhouse soil organic nitrogen

- fractions and soil-soluble nitrogen pools[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 216: 415-424.
- [13] Sun Y, Zhang J, Wang H Y, et al. Identifying optimal water and nitrogen inputs for high efficiency and low environment impacts of a greenhouse summer cucumber with a model method[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 212: 23-34.
- [14] Holcomb J C, Sullivana D M, Horneck D A, et al. Effect of irrigation rate on ammonia volatilization[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(6): 2341-2347.
- [15] Liao W H, Liu C J, Yuan Y T, et al. Trade-offs of gaseous emissions from soils under vegetable, wheat-maize and apple orchard cropping systems applied with digestate: An incubation study[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2020, 70: 108-120.
- [16] 常菲, 红梅, 武岩, 等. 灌溉方式和改良措施对河套灌区盐渍土氮挥发的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2019(2): 38-45.
- [17] Ding H, Li S, Zhang Y, et al. The fate of urea nitrogen applied to a vegetable crop rotation system[J]. *Nutrition Cycle Agroecosystem*, 2015, 103: 279-292.
- [18] 唐良梁, 李艳, 李恋卿, 等. 不同施氮量对稻田氮挥发的影响及阈值探究[J]. *土壤通报*, 2015, 46(5): 1232-1239.
- [19] Ma B L, Wu T Y, Tremblay N, et al. On-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer on ammonia volatilization[J]. *Agronomy Journal*, 2010, 102(1): 134-144.
- [20] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Ammonia volatilization and nitrogen retention: How deep to incorporate urea[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(6): 1635-1642.
- [21] Li M, Wang Y, Adeli A, et al. Effects of application methods and urea rates on ammonia volatilization, yields and fine root biomass of alfalfa[J]. *Field Crops Research*, 2018, 218: 115-125.
- [22] 李祯, 史海滨, 李仙岳, 等. 不同水氮运筹模式对田间土壤氮挥发及春玉米籽粒产量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(4): 799-807.
- [23] 李银坤, 梅旭荣, 武雪萍, 等. 不同水氮条件对日光温室冬春茬黄瓜栽培氨挥发的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(11): 1413-1419.
- [24] Pacholski A, Doehler J, Schmidhalter U, et al. Correction to: scenario modeling of ammonia emissions from surface applied urea under temperate conditions: Application effects and model comparison[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2018, 110: 177-193.
- [25] Huijsmans J F M, Vermeulen G D, Hol J M G, et al. A model for estimating seasonal trends of ammonia emission from cattle manure applied to grassland in the Netherlands[J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 173: 231-238.
- [26] 曾清如, 沈杰, 周细红, 等. 施用尿素对温室内 NO₂ 和 NH₃ 气体积累的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(5): 857-860.
- [27] International Fertilizer Industry Association. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land[M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2001.
- [28] 王强, 徐建明, 姜丽娜, 等. 轮作水稻对大棚土壤硝化作用和氮挥发的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(1): 186-190, 196.
- [29] Mira A B, Cantarella H, Souza-Netto G J M, et al. Optimizing urease inhibitor usage to reduce ammonia emission following urea application over crop residues[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2017, 248: 105-112.
- [30] 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.
- [31] 卢丽丽, 吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展[J]. *中国农业大学学报*, 2019, 24(1): 149-162.
- [32] Li Y, Chen Y, Wu C, et al. Determination of optimum nitrogen application rates in Zhejiang Province, China, based on rice yields and ecological security[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14(12): 2426-2433.
- [33] Min J, Zhang H, Shi W. Optimizing nitrogen input to reduce nitrate leaching loss in greenhouse vegetable production[J]. *Agricultural Water Management*, 2012, 111: 53-59.