

DOI: 10.11766/trxb202101280056

张兆北, 罗伟, 白新禄, 程于真, 陈竹君, 周建斌. 日光温室栽培下土面及整棚氨挥发比较[J]. 土壤学报, 2022, 59(4): 1068–1077.
ZHANG Zhaobei, LUO Wei, BAI Xinlu, CHENG Yuzhen, CHEN Zhujun, ZHOU Jianbin. Comparative Study on Ammonia Volatilization from Soil Surface and Whole Shed in Solar Greenhouse[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(4): 1068–1077.

日光温室栽培下土面及整棚氨挥发比较*

张兆北, 罗伟, 白新禄, 程于真, 陈竹君, 周建斌[†]

(西北农林科技大学资源环境学院/农业农村部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西杨凌, 712100)

摘要: 日光温室氮素投入量高, 氨挥发损失是值得关注的问題之一。但目前对温室系统氨挥发排放测定多以土面氨挥发为主, 而日光温室是一种半封闭式种植系统, 由土面挥发出的部分 NH_3 会被植物冠层吸收或溶解于棚膜水中回流于土壤, 因此土面氨挥发难以准确反映日光温室排放到大气中氨的量, 从而难以准确估计日光温室栽培系统 NH_3 的实际排放量。为此, 采用间歇式密闭室通气法连续测定了三季作物(番茄、西瓜、番茄)生长期不同施肥处理(包括: 不施氮+常规灌溉(N0+FI)、常规施氮+常规灌溉(FT+FI)、优化施氮+常规灌溉(OPT+OI)及优化施氮+优化灌溉(OPT+OI)4个处理)土面氨挥发损失量; 同时连续两季采用风量罩测定通风口处气体流量, 采用抽气法对通风口处氨浓度进行连续监测, 以估算监测整棚(通风口处)氨挥发损失速率及损失量。结果表明, 温室施肥后当天土面氨挥发速率出现峰值, 7 d 后施肥与未施肥对照无显著差异, 三季种植期间各施肥处理其氨挥发排放量分别为 N 2.82~4.97、6.59~9.97 和 15.77~21.83 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 相应的氨挥发系数分别为 0.64%~1.50%、3.11%~4.21%和 2.59%~3.90%; 整棚氨挥发速率趋势与土面氨挥发基本一致, 整棚氨挥发量第二季及第三季分别为 N 2.22、2.92 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 仅占土面表氨挥发的 13.38%~33.69%, 氨挥发系数仅为 0.46%~1.48%, 显著低于土面氨挥发量。可见若以土面氨挥发来估算日光温室氨挥发会显著高估了我国日光温室系统氨挥发损失量, 建议采用整棚观测的方法估算日光温室体系氨排放损失。

关键词: 日光温室; 土面氨挥发; 整棚氨挥发

中图分类号: S158; S143.1; X592 **文献标志码:** A

Comparative Study on Ammonia Volatilization from Soil Surface and Whole Shed in Solar Greenhouse

ZHANG Zhaobei, LUO Wei, BAI Xinlu, CHENG Yuzhen, CHEN Zhujun, ZHOU Jianbin[†]

(College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: 【Objective】 Ammonia volatilization from solar greenhouses driven by excessive nitrogen input has received widespread attention in recent years. However, the ammonia volatilization emission of greenhouse system is mainly determined by soil surface ammonia volatilization. Greenhouses are semi-closed structures, as a result, a part of NH_3 emitted from soil can be absorbed again by the plant canopy or dissolved in the greenhouse membrane water and returned to the soil. The volatilization of

* 国家重点研发计划项目(2017YFD0200106)资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2017YFD0200106)

[†] 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jbzhou@nwfau.edu.cn

作者简介: 张兆北(1995—), 男, 山东济南人, 硕士研究生, 主要从事日光温室氮素去向研究。E-mail: 172333025@qq.com

收稿日期: 2021-01-28; 收到修改稿日期: 2021-03-29; 网络首发日期(www.cnki.net): 2021-09-30

ammonia from soil surface can not accurately reflect the amount of ammonia discharged into the atmosphere by solar greenhouse. Therefore, ammonia volatilization from soil surface is difficult to accurately reflect the amount of ammonia emitted into the atmosphere by solar greenhouse. 【Method】 Experiment comprised four treatments: (i) no nitrogen input with conventional irrigation (N0+FI), (ii) conventional nitrogen input with conventional irrigation (FT+FI), (iii) optimum nitrogen input with conventional irrigation (OPT+FI), and (iv) optimum nitrogen input with optimum irrigation (OPT+OI). Ammonia volatilization losses were measured in three vegetables seasons (tomato-watermelon-tomato) using intermittent closed chamber ventilation method. The air volume mask (Kanomax 6570) was used to measure the gas flow at the vent, and the ammonia concentration at the vent was continuously monitored by pumping method. In this way, the loss rate and amount of ammonia volatilization were measured from the whole greenhouse, and losses were compared with the soil surface. 【Result】 The results showed that the ammonia volatilization rate peaked on the same day after greenhouse fertilization, and there was no significant difference between fertilized and unfertilized (control) after 7 days. During the three planting seasons, the ammonia volatilization under different nitrogen treatments were: 2.82–4.97 kg·hm⁻², 6.59–9.97 kg·hm⁻² and 15.77–21.83 kg·hm⁻², respectively, and the corresponding ammonia volatilization emission factors were 0.64%–1.50%, 3.11%–4.21% and 2.59%–3.90%, respectively. The trend of ammonia volatilization rate of the whole shed was basically consistent with that of the soil surface. The ammonia volatilization rate of the whole shed was N 2.22 kg·hm⁻² in the second quarter and N 2.92 kg·hm⁻² in the third quarter, which accounted for 13.38%–33.69% of the ammonia volatilization from the soil surface, and the ammonia volatilization coefficient was only 0.46%–1.48%, which was much lower than the ammonia volatilization from the soil surface. 【Conclusion】 Thus, it is concluded that the ammonia volatilization from solar greenhouse will be overestimated when only taking the soil surface ammonia volatilization into consideration. Measuring ammonia volatilization based on the whole solar greenhouse system is thus recommended in future studies.

Key words: Solar greenhouse; Surface ammonia volatilization; Ammonia volatilized from the whole greenhouse

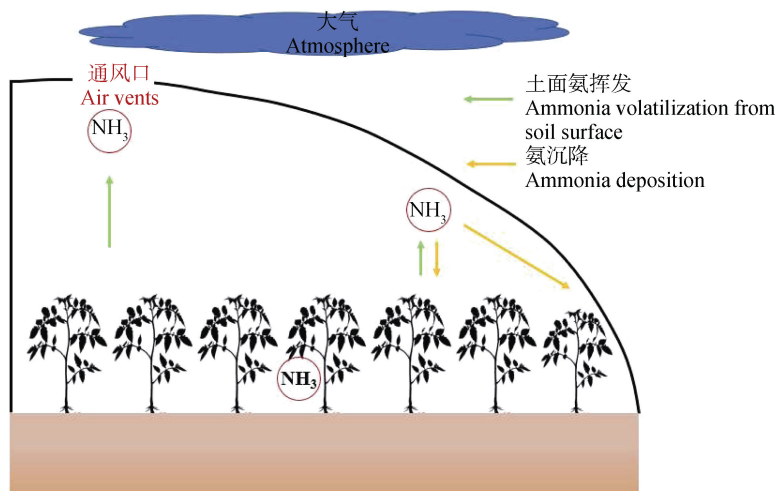
农业（包括施用化学氮肥及养殖）是氨挥发的主要来源，占总排放量的 80%~90%^[1]。前人研究表明，2010 年我国农田施用氮肥氨（NH₃）的排放为 10.7 Tg·a⁻¹ [2]。氨挥发不仅降低了氮肥肥效，同时挥发的氨通过干湿沉降返回地表，会引起生态系统酸化和水体富营养化^[3]。此外，大气中氨和氮氧化物可以相互作用或与大气其他成分发生反应，形成气溶胶，污染大气，威胁生命健康。因此，准确估计不同农业种植系统氨挥发对于农业氮减排及制定减排措施等均有重要意义。

温室蔬菜生产是集约程度高的农业系统之一，设施菜地栽培具有产量高、经济效益高等特点^[4]。近年来，温室种植在中国发展迅速，栽培面积由 1980 年的 5.3 × 10³ hm² 增至 2015 年的 3.86 × 10⁶ hm²，且仍以每年 10% 的速率增加^[5-6]。温室栽培生产中氮肥投入量高，氨挥发损失是人们关注的损失方式之一。李银坤等^[7]对日光温室的冬春茬黄瓜栽培的氨挥发研究发现，仅在每年 2 月中旬到 7 月初不足五个月的时间内，日光温室土面氨挥发量可高达 N 26.6 kg·hm⁻²。贺发云等^[8]对南京两种菜地土壤氨挥发的

研究发现，各施氮处理的氨累积排放量为 N 5.3~105.9 kg·hm⁻²。

日光温室作为一个相对密闭的生态系统，土面挥发出的氨并非都离开温室进入大气（图 1）。同时，氨是一种极易溶于水的气体，常温常压下其溶解度为 1 : 700^[9]，由于温室内湿度较高，因此，挥发的氨一部分可溶于水再以湿沉降或棚膜水的方式返回地面。冠层吸收是温室土面氨挥发的另一去向，Hutchinson 等^[10]研究发现，植物的叶子是大气中氨的自然汇，在含有正常浓度氨的空气中生长的作物，通过直接从空气中吸收氨，可满足其总吸氮量的 10%。因此，若以日光温室土面氨挥发来计算进入大气中氨的通量无疑会高估日光温室的氨挥发量。

目前关于日光温室氨挥发的研究主要以土面氨挥发为主，鲜有以整栋温室作为研究对象评估其氨挥发通量报道。本研究通过监测土面和通风口的氨挥发特征，比较两者差异，以期为准评估日光温室生产氨挥发损失提供数据支撑，明确日光温室果蔬生产过程中氨挥发对区域大气的影响。

图1 日光温室 NH_3 去向示意图Fig. 1 Schematic diagram of NH_3 destination in solar greenhouse

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

试验基地位于陕西杨凌高新产业示范区大寨镇 (34°29'N, 108°04'E) 设施栽培基地, 平均海拔 520 m, 气候类型属温带大陆性季风气候, 年均气温 13℃, 年均降雨量 620 mm, 土壤属褐土类, 壤土亚类, 红油土属 (系统分类为土垫旱耕人为土)。供试土壤 0~40 cm 土层基本理化性质见表 1。

1.2 试验设计

试验农户日光温室进行, 温室始建于 2009 年 10 月, 长 98 m, 宽 7.5 m。试验开始于 2017 年 9 月, 共种植三季作物, 分别为番茄、小型西瓜及番茄, 试验共设置 4 个处理, 分别为不施氮+常规灌溉 (N0+FI)、常规施氮+常规灌溉 (FT+FI)、优化施氮+常规灌溉 (OPT+FI)、优化施氮+优化灌溉

(OPT+OI), 每个处理重复 3 次, 共 12 个小区, 田间采用完全随机区组排列, 每个小区设置 1.2 m 宽的保护行, 小区规格为 7 m × 2.4 m = 16.8 m²。各处理有机肥以及磷钾肥用量一致, 具体施氮量和灌溉量见表 2。

三季 (番茄-小型西瓜-番茄) 中有机肥用量分别为 36、3 及 30 t·hm⁻², 磷肥用量分别为 150、100、265 kg·hm⁻², 钾肥用量分别为 225、100、400 kg·hm⁻²; 有机肥与磷肥作基肥一次性施入。氮、钾肥分次施用, 第一季氮、钾肥分三次于果实膨大期施用, 施用时间分别为 2017 年 11 月 3 日、11 月 23 日和 12 月 3 日; 第二季氮、钾肥分两次分别于坐果初期和果实膨大期施用, 追肥时间分别为 2018 年 4 月 8 日和 4 月 17 日; 第三季氮、钾肥基施 112.5 kg·hm⁻², 剩余氮、钾肥分四次于果实膨大期施用, 施肥时间为 2019 年 3 月 25 日、4 月 4 日、4 月 11 日和 4 月 18 日。

表 1 试验开始前土壤基本理化性质

Table 1 The basic physical and chemical properties of soil before the experiment

土层 Soil layer /cm	有机质 Organic matter /(g·kg ⁻¹)	全氮 Total N /(g·kg ⁻¹)	矿质态氮 Mineral N /(mg·kg ⁻¹)	有效磷 Olsen P /(mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available K /(mg·kg ⁻¹)	容重 Bulk density /(g·cm ⁻³)
0~20	14.84	1.46	327	212	774	1.28
20~40	9.16	0.95	280	84	398	1.43

表 2 不同种植季各处理施氮量以及灌溉量

Table 2 Nitrogen application and irrigation in different planting seasons

处理 Treatment	施氮量 N application rate/ (kg·hm ⁻²)			灌溉量 Irrigation rate/mm		
	第一季	第二季	第三季	第一季	第二季	第三季
	First season	Second season	Third season	First season	Second season	Third season
N0+FI	0	0	0	161.8	90	219
FT+FI	450	250	750	161.8	90	219
OPT+FI	225	150	450	161.8	90	219
OPT+OI	225	150	450	131.6	76.5	171

注: N0+FI、FT+FI、OPT+FI、OPT+OI 分别代表不施氮+常规施氮、常规施氮+常规灌溉、优化施氮+常规灌溉、优化施氮+优化灌溉。Note: N0+FI, FT+FI, OPT+FI, and OPT+OI represent no nitrogen application + conventional nitrogen application, conventional nitrogen application + conventional irrigation, optimized nitrogen application + conventional irrigation, and optimized nitrogen application + optimized irrigation, respectively.

第一季种植番茄品种为“金棚 14-6”, 2017 年 9 月 6 日定植, 定植密度为每行 17 株, 2018 年 2 月 23 日拉秧。第二季种植西瓜, 品种为“千鼎一号”, 2018 年 2 月 28 日定植, 定植密度每行 13 株, 2018 年 6 月 29 日拉秧。第三季种植番茄品种为“金棚 14-16”, 2018 年 12 月 3 日定植, 定植密度为每行 17 株, 2019 年 6 月 6 日拉秧。田间采用宽窄双垄种植模式, 其中宽行间距 70 cm, 窄行间距 50 cm。采用水肥一体化装置进行施肥和灌溉, 田间日常管理与当地农户一致。

1.3 土面氨挥发测定

氨挥发样品采集采用密闭室间歇抽气法^[11]。考虑到日光温室相对密闭环境下温室空气氨含量高作交换气对测定结果的影响, 研究在抽气法原始装置上进行改进, 即通气管外接引流管, 将引流管通气口用钢管固定安装在温室外, 引流管通气口离地高度 1.5 m, 大棚外空气作为交换气。密闭室为有机透明玻璃圆筒, 高 15 cm, 外直径 20 cm, 内直径 19 cm, 采样前将其嵌入土壤中, 深度 10 cm。以 0.05 mol·L⁻¹ H₂SO₄ 溶液作氨吸收液, 每天 8: 00—10: 00 和 15: 00—17: 00 采集气体, 换气频率 15 次·min⁻¹, 施肥后连续采样直至各处理氨挥发速率基本一致时停止。在采集氨挥发样品的同时通过温度计测定 10 cm 处土壤温度。氨挥发吸收液带回实验室后采用靛酚蓝比色法测定。

土面氨挥发速率采用式 (1) 计算:

$$F = C \times 10^{-6} \times 120 \times \frac{10^4}{\pi \times r^2} \times 6 \quad (1)$$

式中, F 为氨挥发速率 (kg·hm⁻²·d⁻¹); C 为吸收液铵态氮的浓度 (mg·mL⁻¹); 10^{-6} 为质量转换系数; 120 为稀硫酸吸收液的体积 (mL); 10^4 为面积转换系数; r 为气室半径 (m); 6 为采集时长 (4 h) 转换为日挥发量的转化系数。

累积氨挥发量采用式 (2) 计算:

$$M = \sum \left(\frac{F_{i+1} + F_i}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i) \quad (2)$$

式中, M 为 NH₃ 累积排放量 (kg·hm⁻²); F 为 NH₃ 日排放通量 (kg·hm⁻²·d⁻¹); i 为采样次数; t 为采样时间 (d)。

NH₃ 排放系数采用式 (3) 计算:

NH₃ 排放系数 = (施氮处理 NH₃ 累积排放量 - 不施氮处理 NH₃ 累积排放量) / 施氮量 × 100% (3)

整棚 NH₃ 排放系数 = 整棚氨挥发量 / 施氮量 × 100% (4)

1.4 整棚氨挥发测定

整棚氨挥发采集采用主动采样法^[12], 以 0.05 mol·L⁻¹ H₂SO₄ 溶液作氨吸收液, 在棚口开拉通风时开始采样, 记录通风口开拉具体时间, 一般为每天 8: 00—10: 00 和 15: 00—17: 00 采集气体, 换气频率 15 次·min⁻¹。同时监测温室通风期通风口气体流量(图 2),

其中西瓜季（第二季）采用风速仪测定通风口风速，每天通风口开拉时开始测定，通风口闭合时结束，具体为每天上下午各连续测定 1 h 通风口风速，以此计算单位时间棚口风速。番茄季（第三季）采用风量罩（Kanomax 6570）测定通风口空气流量，每天通风口开拉时开始测定，待下午通风口闭合时停止测定，测定速率为 7 s·次⁻¹，上下午各测定 1 h，以此计算单位时间气体流量。两种方法均需记录记录风口闭合具体时间，由于每天根据温度高低需调整通风口的开拉宽度，需记录风口开拉宽度的变化。采集的样品吸收液氨浓度测定与土面氨挥发的测定相同。

通风口气体流量计算：

$$S = V \times D \times 100 \times 3600 \times 7 \quad (5)$$

式中， S 为气体流量（ m^3 ）； V 为平均风速（ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ）； D 为风口宽度（ m ）；100 为风口长度（ m ）；3600 为时间转化系数（ s ）； T 为通风时长与风速监测时间比值，此公式为风速仪流量计算公式。

$$S = \sum L \times D \times 100 \times 7 \times T \times 10^{-3} \quad (6)$$

式中， S 为气体流量（ m^3 ）； L 为流量（ $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ ）； D 为风口宽度与风量罩长度比；100 为风口长度（ m ）；7 为仪器反应时间（ s ）； T 为通风时长与风量监测时间比值； 10^{-3} 为体积转化系数，此公式为风量罩计算公式。

整棚氨挥发通量及累积排放量计算公式：

$$E = S \times C \times 15 \times 10^{-6} \quad (7)$$

式中， E 为棚口氨挥发量（ $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ）； S 为通风口处气体流量（ m^3 ）； C 为单位流量氨含量（ $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ）；15 为面积转化系数； 10^{-6} 为质量转化系数。

整棚累积排放量公式同式（2）。

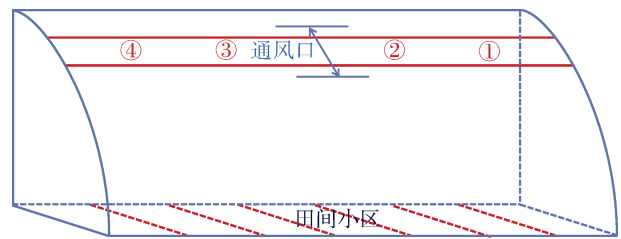


图 2 整棚氨挥发采样点分布示意图

Fig. 2 Schematic diagram of the sampling point of ammonia volatilization in the whole greenhouse

1.5 数据处理

采用 Excel2018 和 IBM SPSS Statistics 19 软件对数据进行统计分析，采用单因素（one-way ANOVA）和 LSD 方法进行方差分析和多重比较（ $\alpha=0.05$ ），使用 Origin2019b 软件作图季进行回归分析。

2 结果

2.1 温室内外温度

日光温室内外温度呈协同增减的趋势，温室内外温度高于温室外温度。三季种植季间的棚外平均温度分别为 15.3℃、20.7℃和 11.0℃，棚内平均温度分别为 24.6℃、31.1℃和 25.4℃（图 3）。

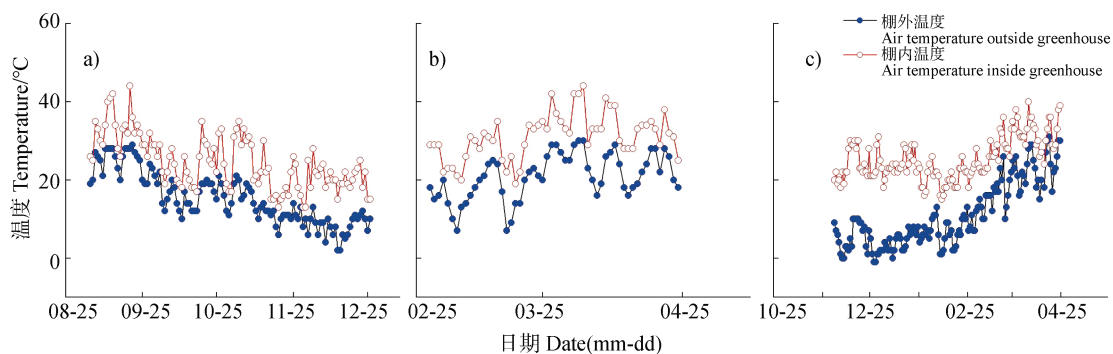


图 3 不同种植季温室内外温度动态（a 第一季；b 第二季；c 第三季）

Fig. 3 Temperature dynamics inside and outside the solar greenhouse in different planting seasons (a. First season; b. Second season; c. Third season)

2.2 土面氨挥发

图 4 结果显示, 氨挥发速率均在追肥后第 1 天出现峰值, 随后迅速下降, 7 d 后左右各处理氨挥发速率趋于稳定, 3 季施氮处理氨挥发速率峰值分别为 N 0.05~0.89、1.10~2.02、0.55~2.91 kg·hm⁻²·d⁻¹。与第一季相比, 第二季各施氮处理氨挥发速率峰值明显高 65.9%~500.8%, 这是由于第一季番茄在秋冬季生长, 温度较低, 而第二季西瓜处在春季, 温度相对较高导致。第二、三季施肥时间较为接近, 第三季施氮处理氨挥发速率较第二季高 138.3%~290.6%, 这与第三季番茄施氮量高于第二季西瓜施氮量有关。

不同处理氨挥发相比, 平均氨挥发速率为 FT+FI>OPT+OI>OPT+FI>N0+FI。与 N0+FI 相比, 各施氮处理均显著提高了土壤氨挥发, 其增幅可达 94.3%~343.7%。与 FT+FI 相比, 减氮显著降低氨挥发速率 21.28%~48.91%。但在相同施氮量条件下, 控制灌溉量却显著提高氨挥发速率 9.45%~80.0% (图 4)。

三季各施氮处理累氨挥发累积排放量分别为 N 2.82~4.97、6.59~9.97 和 15.77~21.83 kg·hm⁻² (表 3)。与不施氮处理相比, 施氮处理均提高了累积氨挥发, 其增幅达 104%~416%。各施氮处理间, 累积氨挥发量无显著差异。从氨挥发排放系数的结果看, 三季的氨挥发系数分别为 0.8%~1.5%、3.11%~4.21%和 2.60%~3.9%, 其中以 OPT+OI 处理氨挥发系数要显著高于其他处理, 说明降低灌溉量促进了氨挥发损失。

2.3 整棚氨挥发

不同种植季整棚氨挥发速率有所差异, 但其趋势与土面氨挥发基本一致 (图 5)。在每次施肥后第 1 天整棚氨挥发速率达到最大值, 随后几天出现迅速下降的趋势, 最后趋于平稳。第二、三季整棚氨挥发的变化范围分别为 N 0.050~0.419、0.055~0.267 kg·hm⁻²·d⁻¹。第二季及第三季经通风口排放到大气中的氨分别为 N 2.22 和 2.92 kg·hm⁻², 分别占总地面氨挥发的 22.26%~33.69%和 13.38%~18.52% (表 4)。

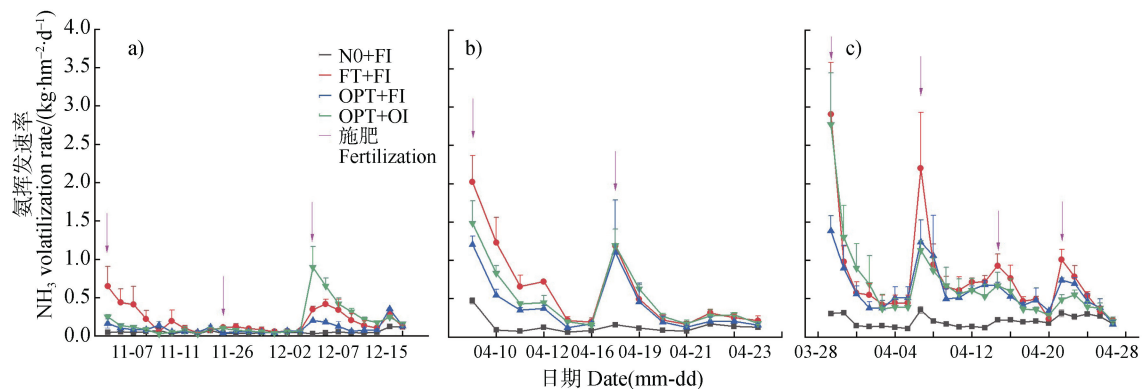


图 4 不同水氮处理土面氨挥发速率 (a 第一季; b 第二季; c 第三季)

Fig. 4 Ammonia volatilization rate among different treatments (a. First season; b. Second season; c. Third season)

表 3 不同种植季 NH₃ 累积排放量及排放系数

Table 3 NH₃ cumulative and emission factors in different seasons

处理 Treatment	NH ₃ 累积排放量 NH ₃ cumulative/ (N kg·hm ⁻²)			NH ₃ 排放系数 NH ₃ emission factor/%		
	第一季 First season	第二季 Second season	第三季 Third season	第一季 First season	第二季 Second season	第三季 Third season
	N0+FI	1.38±0.18b	1.93±0.30b	5.29±0.14b	—	—
FT+FI	4.97±1.23a	9.97±2.40a	21.83±1.76a	0.8b	3.22a	2.59a
OPT+FI	2.82±0.14ab	6.59±1.15ab	15.77±1.65a	0.64b	3.11a	3.10a
OPT+OI	4.76±0.30a	8.24±0.67a	18.46±3.08a	1.50a	4.21a	3.90a

注: 同列数据后不同字母表示处理间差异达到 5% 显著水平, 下同。Note: Values followed by different letters in a column are significant at the 5% level. The same below.

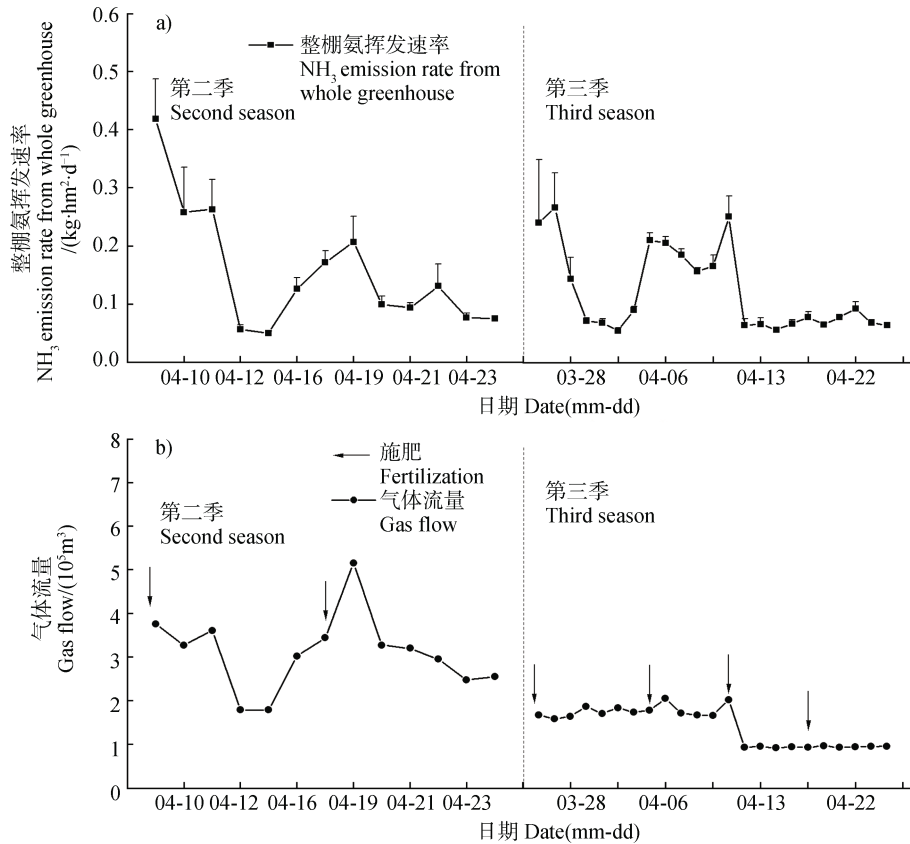


图 5 不同种植季整棚氨挥发速率及气体流量 (a 整棚氨挥发速率; b 气体流量)

Fig. 5 Ammonia volatilization rate of the whole greenhouse in different planting seasons (a. NH₃ emission rate from whole greenhouse; b. Gas flow)

表 4 整棚氨挥发总累积量与土面氨挥发的比较及整棚氨挥发系数

Table 4 The total accumulation of ammonia volatilization and comparison with surface ammonia volatilization and NH₃ emission factors from the whole greenhouse

处理 Treatment	整棚 NH ₃ 挥发量 NH ₃ cumulative loss from whole greenhouse/ (N kg·hm ⁻²)	整棚氨挥发量/土面氨挥发量 NH ₃ cumulative loss of whole greenhouse /soil surface/%			整棚氨挥发系数 NH ₃ emission factor of whole greenhouse/%	
		FT+FI	OPT+FI	OPT+OI	常规施氮量	优化施氮量
					Farmer nitrogen input	Optimum nitrogen input
第二季 Second season	2.22	22.26	33.69	26.94	0.89	1.48
第三季 Third season	2.92	13.38	18.52	15.82	0.39	0.65

3 讨论

3.1 土面氨挥发及影响因素

从本研究的结果看, 累积氨挥发量可达 N 2.82~21.83 kg·hm⁻², 与前人的研究结果相似。本研

究氨挥发排放系数为 0.64%~3.90%, 低于露地蔬菜及粮食作物的氨挥发系数。Shan 等^[13]研究中对不同氮肥处理下大白菜田的氨挥发中发现, 常规尿素施用后氨挥发系数为 13.26%~16.00%。张薇等^[14]通过调查氮肥使用对北方夏玉米氨挥发的影响发现, 北

方夏玉米基肥时期的平均氨挥发系数为 7.06%±9.03%，追肥时期的平均氨挥发系数为 11.7%±9.6%。出现这一现象的原因主要有两个，一是因为日光温室水分、温度条件较好，利于硝化作用进行，土壤中的铵态氮迅速转化成硝态氮所致；二是因为温室蔬菜一般采用水肥一体化管理措施，水、氮同时施用，导致土壤含水量高，不利于氨挥发从土面排出，而露地蔬菜和粮食作物一般撒施后进行灌溉，氮肥不能及时随水下渗至深层，促进了氨挥发的产生。

氮素投入量是影响土面氨挥发的重要因素，本研究结果显示 OPT+FI 和 OPT+OI 处理较 FT+FI 处理氨挥发降低了 4%~43%。李银坤等^[7]研究发现，与常规施氮相比，减氮 25%和减氮 50% 处理氨挥发速率峰值降低 16.5%~37.2%和 32.9%~57.1%。这主要是因为施入土壤中的肥料(以铵基肥料为主)快速水解成 NH_4^+ ，为氨挥发提供了物质基础。但氨挥发并非一直随氮量增加而增加，说明除氮素投入外还有其他因素影响氨挥发，水分、温度也是影响温室氨挥发的重要因素，但水分对氨挥发的影响结果不一致。李银坤等^[7]研究结果显示，在同一施氮条件下，节水处理的氨挥发速率较传统灌水增加 8%~47%。邬刚等^[15]研究却发现，节水处理比常规灌溉处理的氨挥发损失总量减少了 10%。这主要是因为土壤水分影响尿素的水解，影响土壤溶液中 NH_4^+ 浓度，而当土壤水分过高有相当于稀释了 NH_4^+ 浓度，同时影响土壤中氨向土面扩散。此外，土壤温度也是影响温室氨挥发的重要因素^[16]。从本研究看，第二季和第三季的平均氨挥发速率要远高于第一季，这是因为第一季施肥时间主要集中在温度较低的 11 和 12 月份，而第二、三两季施肥时间集中于温度较高的 4 月份。龚巍巍等^[17]通过菜地氨挥发研究也发现，氨挥发速率与土壤温度有明显的正相关关系。Gong 等^[18]研究发现，白天的平均排放通量是夜间的 2 倍至 3 倍，这进一步支持了温度是大气中氨损失的主要驱动力的假设。这可能是因为温度升高加速铵 (NH_4^+) 向氨 (NH_3) 的转化，促进氨由土壤表面向大气挥发，当温度降低时，脲酶活性降低，不利于水解，因此产生的氨较少。

3.2 土面氨挥发与整棚氨挥发差异的原因

从本研究结果看，如果将温室作为一个整体系统，仅 15%~34%的土面氨挥发从通风口排放到大气环境。土面氨挥发和通风口处大气通量与日光温

室整棚氨挥发趋势基本一致，说明土面挥发出的氨是氨的排放源，而温室内外大气交换是温室内氨扩散到大气环境的动力。但扩散到大气环境中氨占比不到土面挥发出的氨的 1/3，说明土面挥发出的氨向大气扩散过程中存在明显的削减过程，原因主要包括：一是植物吸收了部分土面挥发出的氨^[19]。日光温室中的作物栽培密度高，且追肥时期多集中于作物生长茂密的时期，从而导致日光温室内部的空气流动缓慢，表土溢出的 NH_3 于冠层以下滞留更长的时间，提高作物的二次利用几率。诸多研究表明，不同作物的冠层部分对土面挥发出的 NH_3 均有显著的吸收作用^[20-23]。二是植物冠层的郁闭作用影响空气流动，加之日光温室空气湿度大，部分挥发出的 NH_3 通过湿沉降的方式返回到土壤。有研究^[24]对稻田研究调查发现，稻田下风向 100 m 以内氨沉降量占稻田氨挥发的 79%~81%，基于日光温室温度高、湿度大的特殊环境，日光温室中也可能存在大量的氨沉降现象，且以湿沉降为主。三是土面逸出的氨上升后被棚膜水吸收，后回流于温室土壤。

本研究结果表明，日光温室中由通风口排放至大气中的氨仅占施氮量的 0.39%~1.48%。我国北方蔬菜大棚的年平均化肥氮投入量为 $\text{N } 1\ 358\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[25]，截至 2018 年，我国设施蔬菜播种面积高达 $4.0 \times 10^6\ \text{hm}^2$ ^[26]，因此若以本研究结果进行整棚氨挥发计算我国温室氨挥发量，氨挥发量仅为 $(2.51\sim 8.06) \times 10^4\ \text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ ，仅为温室内土面氨挥发的 13.4%~33.7%。显然简单将土面上逸出的氨定义为损失会大大高估我国温室生产体系氨排放，高估其可能带来的大气污染问题。

本研究初步比较了土面及整棚氨挥发的差异，由于测定整棚氨挥发受大气温度、风速及温室通风状况等诸多因素影响，且氨的挥发损失也与温室类型有关，我国温室栽培中除日光温室外，尚包括不同类型的塑料大棚，因此，尚需研究不同类型温室整棚氨挥发数量，以便准确估算我国温室系统氨排放量。

4 结 论

日光温室土面累积氨挥发量达 $\text{N } 2.82\sim 21.83\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，排放系数为 0.64%~4.21%。通过温室通风口排放到大气环境的氨仅占土面 NH_3 挥发的 13.4%~

33.7%, 如果以土面氨挥发来估算我国日光温室温室系统氨挥发量, 会明显高估了这一系统 NH_3 的排放。因此建议用整棚氨挥发系数来估算日光温室氨挥发。

参考文献 (References)

- [1] Kang Y N, Liu M X, Song Y, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980 to 2012[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2016, 16 (4): 2043—2058.
- [2] Xu P, Zhang Y S, Gong W W, et al. An inventory of the emission of ammonia from agricultural fertilizer application in China for 2010 and its high-resolution spatial distribution[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 115: 141—148.
- [3] Behera S N, Sharma M, Aneja V P, et al. Ammonia in the atmosphere: A review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20 (11): 8092—8131.
- [4] Li T, Yu L, Wu Y, et al. Secondary salinization of greenhouse vegetable soils and its affecting factors in Shandong Province, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55 (1): 100—110. [李涛, 于蕾, 吴越, 等. 山东省设施菜地土壤次生盐渍化特征及影响因素[J]. *土壤学报*, 2018, 55 (1): 100—110.]
- [5] Guo S R, Sun J, Shu S, et al. Analysis of general situation, characteristics, existing problems and development trend of protected horticulture in China[J]. *China Vegetables*, 2012 (18): 1—14. [郭世荣, 孙锦, 束胜, 等. 我国设施园艺概况及发展趋势[J]. *中国蔬菜*, 2012 (18): 1—14.]
- [6] Peng P, Liang L, Li H L, et al. Status, deficiency and development suggestions of protected agriculture in China[J]. *Northern Horticulture*, 2019(5): 161—168. [彭澎, 梁龙, 李海龙, 等. 我国设施农业现状、问题与发展建议[J]. *北方园艺*, 2019 (5): 161—168.]
- [7] Li Y K, Mei X R, Wu X P, et al. Effects of irrigation and nitrogen application on ammonia volatilization in solar greenhouse soils in winter-spring cucumber cultivation[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20 (11): 1413—1419. [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.]
- [8] He F Y, Yin B, Jin X X, et al. Ammonia volatilization from urea applied to two vegetable fields in Nanjing suburbs[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42 (2): 253—259. [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.]
- [9] Liu M, Li M Y, Cui R F, et al. Hazard of ammonia in rabbit house and control measures[J]. *Chinese Journal of Rabbit Farming*, 2017 (2): 40, 35. [刘曼, 李明勇, 崔瑞峰, 等. 兔舍内氨气的危害及控制措施[J]. *中国养兔*, 2017 (2): 40, 35.]
- [10] Hutchinson G L, Millington R J, Peters D B. Atmospheric ammonia: Absorption by plant leaves[J]. *Science*, 1972, 175 (4023): 771—772.
- [11] He T H, Liu D Y, Yuan J J, et al. A two years study on the combined effects of biochar and inhibitors on ammonia volatilization in an intensively managed rice field[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 264: 44—53.
- [12] Dong J, Sun C H, Wang Y G, et al. Dynamics of atmospheric ammonia concentrations over representative agricultural region in Beijing[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2017, 7 (3): 262—267. [董婧, 孙长虹, 王永刚, 等. 北京市典型农业区域大气环境氨浓度动态变化分析[J]. *环境工程技术学报*, 2017, 7 (3): 262—267.]
- [13] Shan L N, He Y F, Chen J, et al. Ammonia volatilization from a Chinese cabbage field under different nitrogen treatments in the Taihu Lake Basin, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 38: 14—23.
- [14] 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, 41 (11): 5176—5184. [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, 41 (11): 5176—5184.]
- [15] Wu G, Yuan M M, Cao Z W, et al. Ammonia volatilization under different water management and nitrogen schemes in a paddy field[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35 (5): 651—658. [邬刚, 袁嫚嫚, 曹哲伟, 等. 不同水氮管理条件下稻田氨挥发损失特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(5): 651—658.]
- [16] Luo F X, Lin C W, Liu H T, et al. Effect of nitrogen rates on cabbage yield and ammonia volatilization in purple soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24 (3): 685—692. [罗付香, 林超文, 刘海涛, 等. 不同施氮量对紫色土大白菜季产量和氨挥发的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2018, 24 (3): 685—692.]
- [17] Gong W W, Zhang Y S, He L Y, et al. *In-situ* measurement on volatilization loss of ammonia in the vegetable field and its influencing factors[J]. *Environmental Science*, 2011, 32 (2): 345—350. [龚巍巍, 张宜升, 何凌燕, 等. 菜地氨挥发损失及影响因素原位研究[J]. *环境科学*, 2011, 32 (2): 345—350.]
- [18] Gong W W, Zhang Y S, Huang X F, et al. High-resolution measurement of ammonia emissions from fertilization of vegetable and rice crops in the Pearl River Delta Region, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 65: 1—10.
- [19] Schoninger E L, González-Villalba H A, Bendassolli J A, et al. Fertilizer nitrogen and corn plants: Not all

- volatilized ammonia is lost[J]. *Agronomy Journal*, 2018, 110 (3): 1111—1118.
- [20] Huang H Y, Li H, Xiang D, et al. Translocation and recovery of ^{15}N -labeled N derived from the foliar uptake of $^{15}\text{NH}_3$ by the greenhouse tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2020, 19 (3): 859—865.
- [21] Zhou W, Tian Y H, Yin B. Research progress in ammonia absorption by plant canopy[J]. *Soils*, 2011, 43 (1): 12—18. [周伟, 田玉华, 尹斌. 植物冠层对氨的吸收研究进展[J]. *土壤*, 2011, 43 (1): 12—18.]
- [22] Wang L, Jing J Y, Li H T, et al. Seasonal characteristics of canopy-atmosphere ammonia exchange and its influencing factors in a winter wheat field[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2019, 37 (6): 256—264, 273. [王吕, 景建元, 李惠通, 等. 冬小麦冠层-大气氨交换的季节性特征及其影响因素[J]. *干旱地区农业研究*, 2019, 37 (6): 256—264, 273.]
- [23] Hao X Y, Chang C, Janzen H H, et al. Sorption of atmospheric ammonia by soil and perennial grass downwind from two large cattle feedlots[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35 (5): 1960—1965.
- [24] Yi Y C, Shen J L, Yang C D, et al. Dry deposition of ammonia around paddy fields in the subtropical hilly area in Southern China[J]. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 2020, 13 (3): 216—223.
- [25] Yu H Y, Li T X, Zhang X Z. Nutrient budget and soil nutrient status in greenhouse system[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2010, 9 (6): 871—879.
- [26] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. *Agricultural Mechanization*[R]. 2018. [中华人民共和国农业农村部. *农业机械化情况*[R]. 2018.]

(责任编辑: 卢萍)