DOI：10.11766/trxb202012310721
田玉华，尹斌，曾科，赵旭. 密闭室抽气法监测稻田氨挥发的几个问题[J]. 土壤学报，2022，59（6）：1616–1625.
TIAN Yuhua，YIN Bin，ZENG Ke，ZHAO Xu. Several Problems about Dynamic Chamber Technique in Determining Ammonia Volatilization from Rice Fields[J]. Acta Pedologica Sinica，2022，59（6）：1616–1625.

密闭室抽气法监测稻田氨挥发的几个问题*

田玉华，尹　斌†，曾　科，赵　旭
（土壤与农业可持续发展国家重点实验室，江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站（中国科学院南京土壤研究所），南京 210008）

摘　要：密闭室抽气法是稻田氨挥发的常用监测方法，但该方法在实施过程中仍存在一些问题，导致不同研究结果之间缺乏可比性，影响稻田氨排放的系统分析与评估。研究了换气频率、抽气时间段、是否串联洗气瓶、抽气室与洗气瓶规格等监测参数以及抽气与自然风对比对氨挥发量的影响。结果表明，氨挥发随换气频率的增加而增加，其增加速度分三个阶段，挥发量与换气次数的对数呈线性相关；尿素快速水解期与水解基本结束后的氨挥发日变化规律不同；直通型、球形多孔型洗气头分别较圆盘多孔型洗气头氨挥发量低 25.6%和 8.5%；抽气室内径越大，气相高度越低，氨挥发量越低；串联洗气瓶测定的氨挥发仅为单独洗气瓶的 88.6%；抽气室内田面水蒸发量随抽气速率增加而增加，抽气与自然放置情况下氨挥发量相近时，后者田面水蒸发量大。建议密闭室抽气法监测稻田氨挥发采用直径 15 cm 的抽气室，配单独流量计，气相高度 5～8 cm，抽气量 15～20 L·min^{-1} 左右，无需串联洗气瓶，选择圆盘多孔型或直杆多孔型洗气瓶。

关键词：密闭室抽气法；稻田；尿素；氨挥发；换气频率
中图分类号：S143；S511　　**文献标志码：**A

Several Problems about Dynamic Chamber Technique in Determining Ammonia Volatilization from Rice Fields

TIAN Yuhua, YIN Bin†, ZENG Ke, ZHAO Xu
(*State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture*, *Jiangsu Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station*, *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*)

Abstract: 【Objective】Ammonia emitted from agricultural fields has led to significant adverse effects on air, soil and water environment. To evaluate the fate of applied nitrogen fertilizers, guide the rational application of nitrogen (N) fertilizers and eliminate the adverse environmental effects caused by ammonia volatilization (AV), it is important to measure AV in field conditions. The dynamic chamber method is commonly used in determining AV from rice fields. However, there are still some drawbacks associated with this method. These limitations lead to the incomparability between different research results and thus affect the systematic analysis and assessment of regional ammonia emissions from farmland. 【Method】In this study, the effects of the air exchange rate, time of the measurement, characteristics of the dynamic chamber, types of air-washing device, and the

* 国家重点研发计划项目（2017YFD0200104，2016YFC0207906）资助 Supported by the National Key R&D Program of China（Nos. 2017YFD0200104 and 2016YFC0207906）
† 通讯作者 Corresponding author，E-mail：byin@issas.ac.cn
作者简介：田玉华（1980—），女，博士，助理研究员，主要从事农田氮素及其环境效应研究。E-mail：yhtian@issas.ac.cn
收稿日期：2020–12–31；收到修改稿日期：2021–07–08；网络首发日期（www.cnki.net）：2021–09–10

difference between vacuum pumping and natural wind environment on AV were studied. 【Result】 Results showed that AV increased with the increase of air exchange rate. Overall, there were three stages during the increase of AV which was linearly correlated with the logarithm of the air exchange rate. The diurnal variation of AV was different between the period of rapid hydrolysis of the applied urea and the period after rapid hydrolysis of urea. As for the types of air-washing device, AV values measured with the straight through and spherical porous types were 25.6% and 8.5% lower than that measured with disk porous type, respectively. The larger the inner diameter and the lower the height of the gas phase of the dynamic chamber are, the lower the ammonia volatilization is. Volatilized ammonia absorbed by two gas washing bottles in series is only 88.6% of that absorbed by the single gas washing bottle. The evaporation within the dynamic chamber increased with the air exchange rate. Although the amount of surface water loss within the container which was ventilated via vacuum pumping was similar to that under the natural ventilation environment, AV of the former container is relatively low. This indicates that the process of AV is affected to some extent by the vacuum pump and air-washing system. 【Conclusion】It is obvious that the influencing factors such as air exchange rate, measurement period during the rapid hydrolysis of applied urea, characteristics of the dynamic chamber, and the air-washing device should all be considered in measuring AV. The transparent dynamic chamber (diameter 15 cm) connected with a separate flowmeter and only one gas-washing bottle, containing gas-washing holes on the side of the disk or the end side of the straight rod, airflow rate of 15−20 L·min^{-1}, and the gas phase height of 5−8 cm are recommended to be employed in measuring ammonia volatilization from rice fields.

Key words: Dynamic chamber technique; Rice fields; Urea; Ammonia volatilization; Air exchange rate

农田氮肥氨挥发损失不仅降低肥料的养分价值，进入大气的气态氨还参与形成细颗粒物（$PM_{2.5}$）[1]，其沉降可导致土壤酸化及水体富营养化[2]。我国稻田氮肥施用量高、施肥深度较浅或表施、施肥期间气温高、田间藻类滋生等引发田面水高 pH，氨挥发损失严重[3−6]。研究稻田氨挥发对于科学评价稻田氮肥去向、指导稻田合理施肥、消减氨排放引起的环境影响均具有重要意义。

田间原位监测稻田氨挥发的方法主要分为三类，分别为微气象学法、密闭室抽气法和通气法。微气象学法被认为是监测大面积农田氨排放的标准方法[7]，可监测农田向大气实际排放的氨量，但因其设备昂贵、要求试验地面积较大(半径一般为 20～30 m）且平坦均一、周围不能有其他氨排放源，难以用于多处理多重复的氨挥发监测。一些稻田氨挥发研究采用了海绵通气法[8−9]，但由于硬质塑料管内空气交换受阻，该法测定的氨挥发量仅占微气象学法的 50%左右[10]。密闭室抽气法用于田间原位监测氨挥发始于 20 世纪 80 年代[11]，由于该法具有设备易得、所需监测面积小、在一定程度上模拟自然通气等优点，可用于多处理多重复同时监测，是目前多数农田（尤其是稻田）氨挥发研究中所采用的监测方法[5, 12−13]。密闭室抽气法基本原理是利用真空负压抽气，用外源空气不断交换土壤（旱地）/田面水（稻田）上方的含氨空气，含氨空气在气流的带动下，气态氨被酸吸收液吸收，通过测定吸收液内铵态氮（NH_4^+-N）量即可获得一定时间段内的氨挥发量。因大功率真空泵不适合夏季高温环境下长时间运行，以及酸吸收液吸收容量的限制，难以全天候监测，一般采用某一时段的挥发量作为一天中的平均值，据此推算全天挥发量[14]，因此，抽气量、换气频率、抽气时间段、抽气室规格、洗气瓶结构、吸收液种类等因素均可能影响该法的测定结果。已有研究[10]表明，稻田基蘖肥施用后，在换气频率为每分钟 17 次，抽气时间为 8:00—9:00，16:00—17:00 条件下，密闭室抽气法监测的氨挥发结果与微气象学法（质量平衡法）结果相近。

对于换气频率的影响，Kissel 等[11]测定了旱地裸土高施氮量（448 kg·hm^{-2}）条件下硫酸铵表施后 5 种换气频率下的氨挥发，换气频率每分钟 15 次以上时氨挥发不再明显增加；朱兆良等[15]采用温室盆栽测定了 4 种换气频率下的水稻基肥期氨挥发，氨挥发随换气频率增加而增加，田间环境下换气频率的影响尚未有相关报道。旱地与盆栽氨挥发研究中抽气室气相体积较小且易于控制，如以上研究中气相体积仅为 0.50 L，而稻田田间原位测定氨挥发时，受表层土稀软及田面水的影响，抽气室内气相高度一般大于 5 cm，直径 20 cm 的抽气室气相体积至少

1.6 L，在换气频率为每分钟 15 次时每个气路的抽气量至少为23.6 L·min^{-1}，高温环境下长时间（至少 2 h）该抽气量抽气会导致吸收液大量损失，造成氨挥发量的低估。对于一天中的抽气时间，现有报道时间不一，从 6:00 至 19:30 均有分布[16−19]，氨挥发日变化特征是确定监测时间段的前提，已有研究[20]报道稻田尿素水解基本结束后氨挥发日变化与气温变化基本一致，然而，在稻田尿素施用后的迅速水解阶段，田面水内 NH_4^+-N 迅速增加，氨挥发日变化特征可能与气温变化不一致，会影响到监测时间的选择。对于其他影响因子，如抽气室规格、是否串联洗气瓶等对氨挥发结果可能的影响尚未见报道。

目前，密闭室抽气法监测稻田氨挥发的相关监测参数尚未统一规范，多数研究报道未对监测参数进行明确表述，导致不同密闭室抽气法研究结果之间缺乏可比性，加剧我国稻田氨排放清单分析评估的不确定，难以满足大范围氨挥发的系统分析以及模型运用需求。现有报道的不同密闭室抽气法测定结果之间差异很大[12, 14, 16]，除不同施肥管理、土壤性质以及气候因素导致的氨挥发本身差异外，测定时所选择的监测参数不一致可能是另一个重要因素。因此，有必要在气候环境、田面水 NH_4^+-N 和 pH 条件均一致的前提下，开展一系列监测参数对密闭室抽气法测定稻田氨挥发结果的影响程度研究，提出稻田氨挥发监测规范，提高不同观测结果的可比性，为稻田氨挥发的准确定量及区域氨挥发评估分析提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况与水稻种植管理

试验于 2019 年水稻季在江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站（31°15′15″N，120°57′43″E）开展。该研究站位于太湖地区，该地区主要种植制度为稻麦轮作或单季稻，海拔 3.25 m，属于亚热带湿润气候，年均气温为 15.5 ℃，年均降水量为 1 038 mm，水稻季气温见图 1。

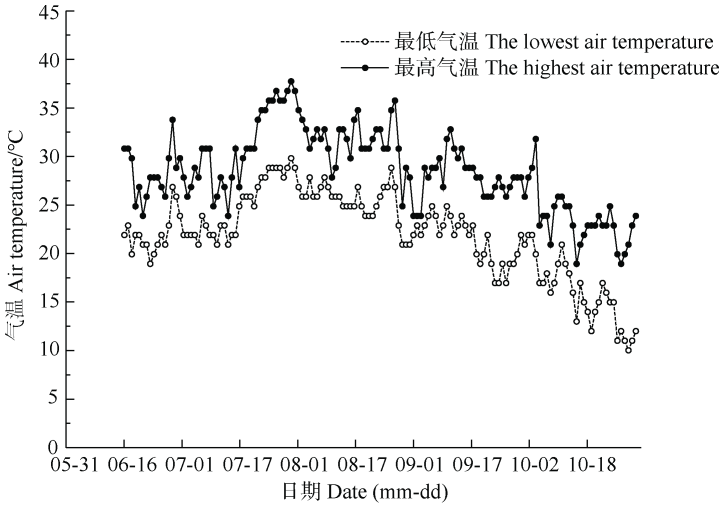


图 1 水稻季气温变化

Fig. 1 Dynamics of air temperature during the rice-growing period

共开展 6 项专题试验（详见 1.2 节～1.7 节），分别研究换气频率、抽气时间段、是否串联洗气瓶、抽气室与洗气瓶规格等监测参数以及抽气与自然风对比对氨挥发量的影响。相应试验均在水稻种植框（100 cm × 80 cm）内进行，种植框放置于田间试验小区旁。水稻种植前，框内装厚度为 20 cm 的 0～20 cm 表层水稻土，水稻土来自大田，土壤为湖积物发育而成的潜育型水稻土（乌栅土），pH（H_2O）7.36、有机质 41.1 g·kg^{-1}、全氮 2.22 g·kg^{-1}、全磷 0.93 g·kg^{-1}、阳离子交换量（CEC）20.2 cmol·kg^{-1}。泡水 3 d 后于 6 月 28 日施入基肥，随即插秧，水稻品种为南粳 46，秧龄 38 d，株行距 20 cm × 20 cm，分蘖肥与孕穗肥分别于 7 月 18 日和 8 月 4 日施入，水稻生长期间保持 3～7 cm 的田面水。

水稻季施氮量为270 kg·hm^{-2}，氮肥种类为尿素，基肥、分蘖肥、孕穗肥分配比例为 4∶3∶3，磷肥

（过磷酸钙，P_2O_5）、钾肥（氯化钾，K_2O）施肥量均为 90 kg·hm^{-2}，磷钾肥作为基肥一次性施入，基肥施用方法是：撒肥后浅耙一遍，分蘖肥和穗肥均为表面撒施。

1.2　换气频率对氨挥发量的影响试验

该试验于分蘖肥施用后第 3 天的 15:30—17:00 进行，设置每分钟 2.5、5、8、12、16、20、23 和 30 次共 8 个换气频率，研究氨挥发量与换气频率之间的关系，每个换气频率一个抽气室，采用 2X-8A 型真空泵进行抽气（以下抽气试验均采用此型号真空泵），每个抽气室的抽气量采用转子流量计控制（LZB-3WB，常州双环热工仪表）。抽气室材料为透明有机玻璃，外径 15 cm（内径 14 cm），底部开口，顶部有内径 25 mm 的进气口和内径 8 mm 的出气口，进气口和出气口分布于两端，进气口与高度为 2.5 m 的通气杆相连，抽气时抽气室内气相高度为 5 cm，氨挥发吸收液为 0.02 mol·L^{-1} 稀硫酸，抽气前体积 80 mL。

氨挥发量计算公式为：

$$F=\frac{c\times v\times 10^{-3}}{S\times t}-\frac{c_0\times v_0\times 10^{-3}}{S\times t} \qquad (1)$$

式中，F 为氨挥发量，mg·m^{-2}·h^{-1}；c 和 c_0 分别为抽气结束后试验区以及纯净水上方氨挥发吸收液中铵态氮（NH_4^+-N）浓度，mg·L^{-1}；v 和 v_0 分别为抽气结束后施肥区及纯净水上方氨挥发吸收液体积，mL；S 为密闭室覆盖的面积，m^2；t 为抽气时间段，h。

1.3　稻田尿素施用后适宜抽气时间试验

分别在分蘖肥施用后第 2 天和第 4 天测定不同时间段的氨挥发量。第 2 天于 6:00—7:00、9:00—10:00、14:30—15:30、16:00—17:00 测定，第 4 天从早上 6 点，每隔 1 h 测定一次氨挥发量，每次测定 1 h。每个测定时间段测定 3 个重复，抽气室规格同 1.2，抽气量 10 L·min^{-1}，换气频率每分钟 13 次。抽气后量取吸收液体积，测定吸收液 NH_4^+-N 浓度。

1.4　串联洗气瓶对氨挥发量的影响试验

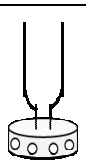
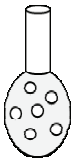
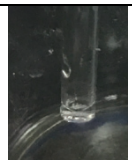
该试验于分蘖肥施用后第 2 天 7:30—8:30 进行，设置单独洗气瓶、洗气瓶串联两个处理，每处理重复 3 次。每个洗气瓶 80 mL 吸收液。抽气室规格、抽气量及吸收液测定同 1.3。

1.5　洗气瓶不同结构对氨挥发量的影响试验

本试验于分蘖肥施用后第 4 天 8:00—9:00 和 14:00—15:00 进行，选择常见的 4 种结构的洗气装置，分别为圆盘多孔型、直杆多孔型、球形多孔型以及直通型（表 1）。每种结构相应设置三套用于测定，作为 3 个重复。抽气装置、抽气量以及吸收液测定同 1.3。

表 1　不同结构洗气装置图示

Table 1　Diagram of different air-washing devices

洗气装置结构 Structure of the gas-washing device	A. 圆盘多孔型 A. Small holes around the disk	B. 球形多孔型 B. Small holes on the surface of the ball	C. 直筒多孔型 C. Small holes around the end of the rod	D. 直通型 D. One straight hole through the end
洗气头结构图 Characteristics of air-washing devices				

1.6　抽气室规格对氨挥发量的影响试验

该试验于分蘖肥施用后第 3 天 14:20—15:20 进行，选择三种规格的抽气室：（1）内径 14 cm，气相高度 5 cm，抽气量 10 L·min^{-1}；（2）内径 14 cm，气相高度 10 cm，抽气量 20 L·min^{-1}；（3）内径 19 cm，气相高度 3.5 cm，抽气量 18.4 L·min^{-1}，换气频率均为每分钟 13 次。每种规格测定设置 3 个重复。

1.7　抽气与自然风环境下氨挥发比较试验

为阐明密闭室抽气与自然放置状态下氨挥发的异同，开展该试验，于分蘖肥施用后第 2 天 15:00—17:00 进行。首先，将框内一部分田面水盛出，加入一定量的灌溉河水混匀，准确称取 1 000 g（精确至 0.01 g）混合溶液，放置于内径 19 cm、高 8 cm、顶部开口的 9 个容器内；设置低抽气量

（8.5 L·min^{-1}、换气频率每分钟 5.0 次）、高抽气量（19 L·min^{-1}、换气频率每分钟 9.0 次）、自然风三个处理，每处理重复 3 次。用于抽气的 6 个容器在田面水放入后立即将相同直径的抽气室罩于容器上，接缝处用胶带密封。抽气期间地面 1 m 处平均风速 1.8 m·s^{-1}，气温 32℃。所有 9 个容器均放置于同一个田间试验小区内，抽气结束后准确称量 9 个容器内剩余田面水，抽气前后每个容器均对田面水样取样。

1.8 测定方法与数据处理

田面水、氨挥发吸收液 NH_4^+-N 浓度采用靛酚蓝比色法测定[21]。田面水 pH 采用便携式 pH 计（SX-620，上海三信仪表厂）原位测定。田面水尿素浓度采用二乙酰异肟异丙醇-安替比林法[22]测定。

每项试验中不同处理间的差异显著性采用最小显著差异（LSD）方法分析（P<0.05），作图采用 Origin 2017。

2 结 果

2.1 换气频率对氨挥发量的影响

试验开始前，田面水 NH_4^+-N 浓度为 43.8 mg·L^{-1}，田面水 pH 为 8.10。本研究结果表明，氨挥发量随换气频率的增加而增加。根据氨挥发量增加的特点可分为三个阶段：第一阶段为快速增加期，换气频率范围在每分钟 2～8 次；第二阶段为平稳增加期，换气频率范围在每分钟 8～23 次；之后氨挥发量增加缓慢（图 2a）。值得提出的是，若采用换气频率的对数与挥发量进行相关分析，发现换气频率的对数与挥发量呈极显著的直线相关关系，相关系数达 0.99（图 2b）。根据这一关系，可对已知换气频率条件下的氨挥发进行矫正换算，用于不同研究结果之间的综合分析。

2.2 尿素施用后氨挥发适宜监测时间

尿素施入稻田后，第 1～2 天为快速水解期，由图 3 可看出，基肥和分蘖肥施用后第 2 天田面水中尿素浓度高达 250～340 mg·L^{-1}，之后迅速下降，基肥施用后第 4 天，分蘖肥施用后第 3 天，田面水中尿素浓度接近背景值。施肥后第 2 天尿素浓度迅速降低，田面水中 NH_4^+-N 浓度从早上至下午快速升高，氨挥发量与田面水 NH_4^+-N 浓度变化一致，从早上至下午持续增加（图 4a）。待大部分尿素水解后，分蘖肥施用后的第 4 天，稻田氨挥发日变化则与气温变化一致，8:00—9:00 和 16:00—17:00 均可作为一天的平均挥发量（图 4b）。

上述结果说明，在选择密闭室抽气法适宜抽气时间时，需将尿素施用后前 2 天单独考虑，不能仅以上午或下午作为一天的平均值计算，采用上午的挥发量会低估挥发量，采用下午的挥发量则会高估挥发量。这两天的氨挥发监测尽量白天每隔 2 h 抽气 1～2 h，晚上每隔 4 h 测定 1～2 h，用于计算日挥发量。

2.3 串联洗气瓶对氨挥发量的影响

本试验开始前田面水 NH_4^+-N 浓度为 38.1 mg·L^{-1}，pH 8.06。通常情况下，因担忧单个洗气瓶吸收气流

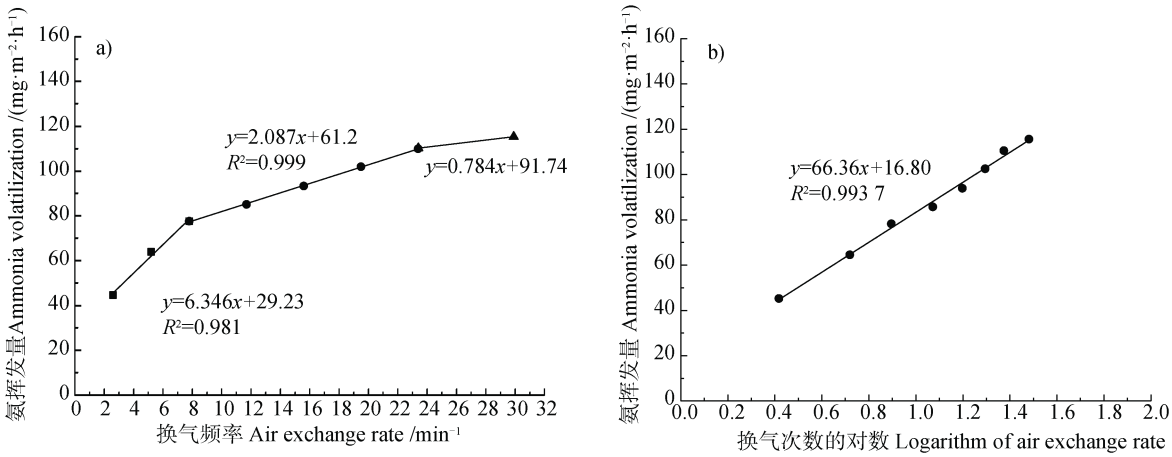


图 2 氨挥发量与换气频率（a）及换气频率的对数（b）的相关性

Fig. 2 Correlation between ammonia volatilization（AV）and air exchange rate（a）and the logarithm of air exchange rate（b）

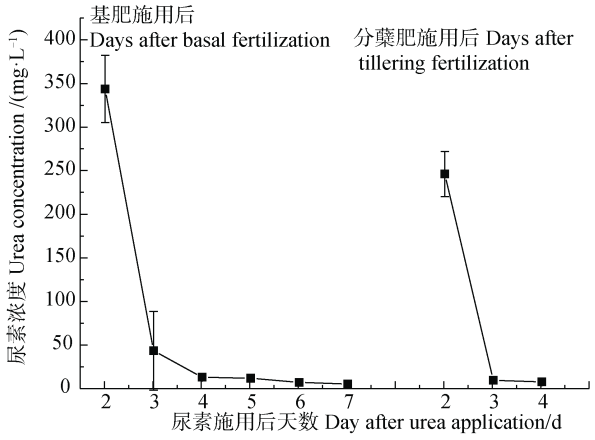


图 3　尿素施用后田面水尿素浓度

Fig. 3　Urea concentration in surface water after urea application

中的气态氨不完全，会考虑串联另一个洗气瓶来保证氨的完全吸收。然而，在抽气量相同的情况下，串联两个洗气瓶的氨挥发量总和却低于单个洗气瓶的氨挥发量（表 2），串联洗气瓶测定的挥发量仅是单独一个洗气瓶测定的挥发量的 88.6%。

2.4　洗气瓶内洗气头结构对氨挥发量的影响

本试验开始前田面水 NH_4^+-N 浓度为 16.1 mg·L^{-1}，pH 8.03。在换气频率等其他条件均一致的情况下，不同结构的洗气装置对氨挥发量有明显影响。以圆盘多孔型和直筒多孔型测定的氨挥发量最高，球型多孔型次之，直通型测定的氨挥发量最低（表 3）。直通型与球形多孔型分别较圆盘多孔型低 25.6%和 8.5%，较直

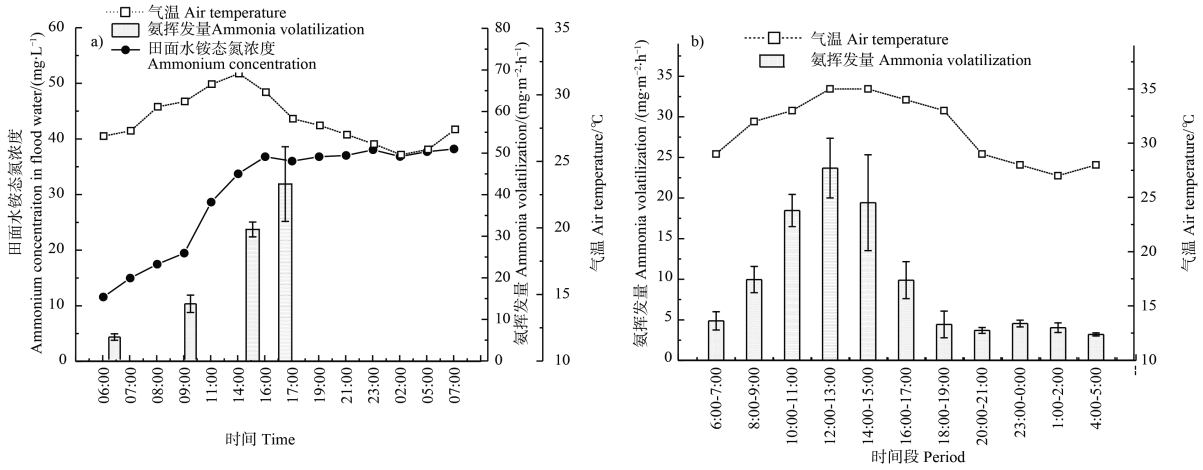


图 4　分蘖肥施用后第 2 天（a）与第 4 天（b）氨挥发变化特征

Fig. 4　Dynamics of ammonia volatilization（AV）in the second（a）and fourth（b）day after urea application

表 2　洗气瓶不同串联方式下的氨挥发量

Table 2　Effect of series of two absorption bottles on AV

	一个洗气瓶 Single absorption bottle		两个洗气瓶 Two absorption bottles in series				
			第一个洗气瓶 The first absorption bottle		第二个洗气瓶 The second absorption bottle		
	吸收液 Absorption solution /mL	氨挥发量 AV/（mg·m^{-2}）	吸收液 Absorption solution /mL	氨挥发量 AV/（mg·m^{-2}）	吸收液 Absorption solution /mL	氨挥发量 AV/（mg·m^{-2}）	总量 Total/（mg·m^{-2}）
1	74.5	76.83	74.9	71.92	75.8	0.18	72.10
2	74.3	75.92	74.2	71.19	76.0	0.17	71.36
3	74.1	81.43	74.0	63.70	76.0	0.19	63.90
平均值 Average		78.05a					69.12b

注：1～3 表示三个重复测定值，AV 为氨挥发，不同字母表示处理间差异显著（P<0.05）。下同。Note：1-3：Three replicates. AV：Ammonia volatilization. Different letters indicate significant differences among treatments（P<0.05）. The same below.

表 3 洗气头结构对氨挥发量的影响

Table 3 Effect of different types of air-washing device on AV

	上午 Morning 9:00—10:00		下午 Afternoon 14:00—15:00	
	吸收液 NH_4^+-N 浓度 NH_4^+-N concentration / (mg·L^{-1})	氨挥发量 AV / (mg·m^{-2}·h^{-1})	吸收液 NH_4^+-N 浓度 NH_4^+-N concentration / (mg·L^{-1})	氨挥发量 AV / (mg·m^{-2}·h^{-1})
A	3.34 ± 0.05a	12.72 ± 0.19a	5.40 ± 0.10a	20.01 ± 0.36a
B	3.08 ± 0.11b	11.52 ± 0.29b	4.97 ± 0.11b	18.43 ± 0.39b
C	3.04 ± 0.15b	11.57 ± 0.58b	5.21 ± 0.28a	19.32 ± 1.02a
D	1.82 ± 0.09c	8.99 ± 0.55c	3.83 ± 0.74c	15.35 ± 0.89c

注：同列不同字母表示差异显著（P<0.05），下同。Note：Different letters in the same column indicate significant differences among treatments. The same below.

杆多孔型低 21.2%和 3.1%。原因可能是直通型洗气装置因爆气集中于一个出口而过于剧烈，导致气流中的挥发氨不能被吸收液充分吸收；而球状多孔型因曝气孔分布过于分散，上部爆气孔接近吸收液表面，导致气流中的部分气态氨未被吸收。

2.5 抽气室规格对氨挥发量的影响

抽气前田面水 NH_4^+-N 浓度 40.8 mg·L^{-1}，pH 8.19。结果表明，在相同换气频率前提下，抽气室内面积越小、气相高度越高，氨挥发量就越高，反之就越低（表 4）。内径 19 cm 抽气室的氨挥发量仅为内径 14 cm 的抽气室氨挥发量的 87%。

表 4 抽气室规格对氨挥发的影响

Table 4 Effect of specification of the dynamic chamber on AV

	抽气量 Airflow rate / (L·min^{-1})	换气频率 Air exchange rate /min^{-1}	氨挥发量 AV / (mg·m^{-2}·h^{-1})
内径 14 cm，气相高度 5 cm①	10.0	13	121.8 ± 5.6ab
内径 14 cm，气相高度 10 cm②	19.7	13	128.9 ± 0.8a
内径 19 cm，气相高度 3.5 cm③	18.5	13	106.4 ± 4.0b

①Inner diameter 14 cm，Air space height 5 cm；②Inner diameter 14 cm，Air space height 10 cm；③Inner diameter 19 cm，Air space height 3.5 cm.

2.6 密闭室抽气与自然状态下挥发氨的比较

密闭室抽气法抽气结束后田面水减少量、田面水内 NH_4^+-N 减少量、吸收液内吸收的挥发氨的量均随换气频率的增加而增加（表 5）。在本试验监测期间，地面上方 1 m 处平均风速 1.8 m·s^{-1}。尽管自然放置情况下田面水蒸发量低于抽气量 19 L·min^{-1} 时的减少量，但其田面水中 NH_4^+-N 减少量却高于抽气室内田面水 NH_4^+-N 减少量，说明尽管高抽气量可使水面上方空气快速流动，田面水被带走的量较多，但氨挥发量仍然不及自然放置状态下的高，如果简单用田面水蒸发量来矫正田间真实氨挥发量时，会低估氨挥发损失量。

3 讨 论

3.1 影响密闭室抽气法监测稻田氨挥发的主要监测参数

密闭室抽气法是目前稻田氨挥发研究的常用监测方法，可在一定程度上模拟自然挥发状态，又可用于多处理同步监测，但该方法亟需统一规范操作。密闭室抽气法因监测参数不同，导致研究结果差异较大。以往研究认为换气频率是关键影响因素，旱地模拟研究报道氨挥发在换气频率为每分钟 15～20 次时，氨挥发量接近最大[11]，现有密闭室抽气法监测稻田氨挥发的研究绝大多数报道换气频率为每分钟 15～20 次，而无具体的换气频率及抽气量[4,23-26]。本研究结果表明，稻田氨挥发量随换气频率的增加持续增加，依增加速度不同，可分为三个阶段，换气频率每分钟 20 次时的氨挥发量分别为每分钟 10 和 15 次时的 1.3 倍和 1.2 倍（图 2），仅报道大概的换气频率每分钟 15～20 次，而未提供具体的抽气量、换气频率以及气相体积等参数，监测的氨挥发结果则难以用于不同密闭室抽气法研究之间的比较

表 5　抽气与自然放置环境下田面水、田面水 NH_4^+-N 减少量及氨挥发量

Table 5　AV，reduction of surface water and NH_4^+-N in surface water under ventilation and natural conditions

	换气频率 Air exchange rate / min^{-1}	田面水减少量 Reduction of volume of floodwater /g	田面水 NH_4^+-N 减少量 Reduction of NH_4^+-N in floodwater /mg	抽气法氨挥发量 AV /mg
低抽气量 Low airflow rate（9.0 $L·min^{-1}$）	5.0	12.80±1.22c	0.789 ± 0.028c	0.833 ± 0.011b
高抽气量 High airflow rate（19 $L·min^{-1}$）	9.0	19.16±2.98a	1.022 ± 0.037b	1.134 ± 0.014a
自然风 Natural ventilation condition		15.71±1.11b	1.058 ± 0.079a	

分析，也无法满足大范围稻田氨挥发的系统分析需求。受洗气瓶的曝气程度限制，如抽气量超过 20 $L·min^{-1}$ 时，洗气瓶内吸收液爆气剧烈，部分吸收液可窜至洗气瓶顶部随气流被抽走，导致吸收液的损失及氨挥发量的低估。根据洗气瓶的抽气量限制与稻田表层土及田面水特点，建议采用直径为 15 cm（内径 14 cm）的抽气室，气相高度 5～8 cm，抽气量为 15～20 $L·min^{-1}$，换气频率为每分钟 16～20 次。尽管氨挥发增加速度有明显的三个阶段，抽气室内换气频率的对数与氨挥发量呈显著的直线相关关系（图 2），利用这一关系，可为采用不同换气频率的氨挥发研究提供矫正和互比依据。

除换气频率外，密闭室抽气法监测结果还受抽气时间段选择、是否串联洗气瓶、抽气室规格、洗气瓶洗气头结构等因素的影响。尿素施入稻田后 2 d 内为快速水解期，氨挥发与田面水 NH_4^+-N 浓度逐步增加（图 3 和图 4），快速水解期内氨挥发日变化特征与气温变化不一致，不能仅测定上午或下午的挥发量作为一天的平均值。建议监测时间应均匀分布，尽量白天每隔 2 h 抽气 1～2 h，晚上每隔 4 h 测定 1～2 h。在换气频率与抽气量一定的情况下，抽气室内径越大，气相高度则越低，氨挥发量越小（表 4）。这一现象与该方法的原理有关：抽气室内径越大，气相高度越低时，会导致田面水上方空气不能充分混匀即被抽走，导致氨挥发量被低估；此外，抽气室内气相高度较大时，抽气情况下可能形成较大的垂直涡旋或对流，导致氨挥发量较大。串联洗气瓶导致氨挥发量低的原因可能是串联后的吸收液加倍，导致气流阻力增大，串联使得管道加长，管道内壁上出现的水珠吸收部分气态氨。

除上述影响因素外，稻田氨挥发抽气过程中，氨吸收液体积会发生变化。如采用不同抽气量抽气 1.5 h 后，吸收液体积随抽气量增加呈线性减少（数据未列出）。由于气流中氨与吸收液中的 H^+ 快速结合生成铵盐，挥发的吸收液携带铵盐的可能性较小，因此，若用抽气前吸收液体积来计算氨挥发量，会高估实际氨挥发量，应以抽气后实际剩余的体积为准。

3.2　自然风与负压抽气对稻田氨排放进程的影响

稻田土−水表面上方空气流动情况影响氨挥发量，诸多报道指出风速是影响稻田氨挥发量的重要因素[27−28]。一直以来，箱内空气流动状况与自然状态下的差异是箱式法被质疑的重要方面[29]。一些研究人员试图通过自动调节抽气室内的换气频率来模拟外界风速[30−31]，使抽气室内空气流动尽可能地接近自然状况。对于水面挥发源，还有一些学者希望通过抽气室内的水分蒸发量与自然放置状态下水分蒸发量之间的关系来矫正密闭室抽气法的氨挥发量[32]。

本研究测定了两种抽气量以及自然状态共三种情形下田面水减少量、田面水 NH_4^+-N 减少量以及吸收液内的 NH_4^+-N 量。结果发现，在自然放置情况下，氨挥发损失程度较抽气状态下严重。尽管在高抽气量情况下，抽气室内被带走的田面水量高于自然状态下的蒸发量，但抽气室内 NH_4^+-N 减少量却低于自然状态下的 NH_4^+-N 减少量（表 5）。主要原因可能是因为抽气法的进气来自 2.5 m 处的空气，其湿度较低，相对干燥的空气引起抽气室内田面水蒸发量较自然放置的田面水蒸发量大。因此，若采用抽气室内水分减少量来矫正稻田实际氨挥发量，则会造成氨挥发量的低估。简单用水分蒸发量的差异来修正密闭室抽气法监测结果并不准确。鉴于田面水蒸发量随抽气量逐渐增加，可通过抽气量与蒸发量的二

次矫正，用于蒸发量修正抽气法的结果，尚需进一步的实地研究证实。

4 结 论

采用密闭室抽气法监测稻田氨挥发时，对氨挥发量影响最大的监测参数是换气频率和抽气时间段。随着换气频率的增加氨挥发量持续增加，换气频率的对数与氨挥发量呈显著直线相关关系。尿素施用后存在 1～2 d 的快速水解期，该时期与水解基本结束后的氨挥发日变化特征不同，适宜抽气时间段也不同，前者要求尽量白天每隔 2 h 抽气 1～2 h，晚上每隔 4 h 测定 1−2 h，后者可在 8:00—9:00 和/或 14:00—15:00 测定。在抽气量相同条件下，两个洗气瓶串联反而使氨挥发量降低，无需串联洗气瓶。球形洗气装置不利于挥发氨的吸收，宜选择圆盘多孔型或直杆底部多孔型洗气装置。抽气室内径越大，室内气相高度越低，测到的氨挥发量越低。结合洗气瓶爆气程度限制以及稻田表层土与田面水特点，宜选择直径 15 cm 的抽气室，抽气时气相高度 5～8 cm，抽气量 15～20 $L\cdot min^{-1}$。研究报告中应明确监测时的实际换气频率、抽气量等监测参数。

参考文献（References）

[1] Ju X T，Gu B J，Cai Z C. Suggestions on reducing agricultural ammonia emissions to alleviate haze hazards[J]. Science & Technology Review，2017，35（13）：11—12. [巨晓棠，谷保静，蔡祖聪. 关于减少农业氨排放以缓解灰霾危害的建议[J]. 科技导报，2017，35（13）：11—12.]

[2] Aneja V P，Schlesinger W H，Erisman J W. Effects of agriculture upon the air quality and climate：Research，policy，and regulations[J]. Environmental Science & Technology，2009，43（12）：4234—4240.

[3] 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]. Nutrient Cycling in Agroecosystems，2002，63（2/3）：187—195.

[4] 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.

[5] Wang H Y，Zhang D，Zhang Y T，et al. Ammonia emissions from paddy fields are underestimated in China[J]. Environmental Pollution，2018，235：482—488.

[6] 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. [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.]

[7] Sommer S G，Misselbrook T H. A review of ammonia emission measured using wind tunnels compared with micrometeorological techniques[J]. Soil Use and Management，2016，32：101—108.

[8] He Y P，Zhang J Y，Yang S H，et al. Effect of controlled drainage on nitrogen losses from controlled irrigation paddy fields through subsurface drainage and ammonia volatilization after fertilization[J]. Agricultural Water Management，2019，221：231—237.

[9] Yu Y L，Xue L H，Yang L Z. Ammonia volatilization from paddy fields under different nitrogen schemes in Tai Lake region[J]. Journal of Agro-Environment Science，2013，32（8）：1682—1689. [俞映倞，薛利红，杨林章. 太湖地区稻田不同氮肥管理模式下氨挥发特征研究[J]. 农业环境科学学报，2013，32（8）：1682—1689.]

[10] Tian Y H，Zeng K，Yin B. Ammonia emission following basal and tillering fertilization in Taihu Lake region relative to monitoring techniques[J]. Acta Pedologica Sinica，2019，56（5）：1180—1189. [田玉华，曾科，尹斌. 基于不同监测方法的太湖地区稻田基蘖肥期氨排放研究[J]. 土壤学报，2019，56（5）：1180—1189.]

[11] Kissel D E，Brewer H L，Arkin G F. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization[J]. Soil Science Society of America Journal，1977，41：1133—1138.

[12] Zhou F，Ciais P，Hayashi K，et al. Re-estimating NH_3 emissions from Chinese cropland by a new nonlinear model[J]. Environmental Science & Technology，2016，50（2）：564—572.

[13] Zhan X Y，Chen C，Wang Q H，et al. Improved Jayaweera-Mikkelsen model to quantify ammonia volatilization from rice paddy fields in China[J]. Environmental Science and Pollution Research，2019，26（8）：8136—8147.

[14] Tian G M，Cai Z C，Cao J L，et al. Factors affecting ammonia volatilization from a rice-wheat rotation system[J]. Chemosphere，2001，42：123—129.

[15] Zhu Z L，Cai G X，Xu Y H，et al. Ammonia volatilization and its significance to the losses of fertilizer nitrogen applied to paddy soil[J]. Acta Pedologica Sinica，1985，22（4）：320—328. [朱兆良，蔡贵信，徐银华，等. 种稻下氮肥的氨挥发及其在氮素损失中的重要性的研究[J]. 土壤学报，1985，22（4）：320—328.]

[16] Zhang J，Wang D J. Ammonia volatilization in gleyed paddy field soils of Taihu Lake region[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture，2007，15（6）：84—87. [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，2007，15（6）：84—87.]

[17] Chen G，Chen Y，Zhao G H，et al. Do high nitrogen use efficiency rice cultivars reduce nitrogen losses from paddy fields? [J] Agriculture，Ecosystems & Environment，2015，209：26—33.

[18] Xu M G，Li D C，Li J M，et al. Polyolefin-coated urea decreases ammonia volatilization in a double rice system of southern China[J]. Agronomy Journal，2013，105：277—284.

[19] Zhao X，Yan X Y，Xie Y X，et al. Use of nitrogen isotope to determine fertilizer- and soil-derived ammonia volatilization in a rice/wheat rotation system[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry，2016，64（15）：3017—3024.

[20] Tian Y H，Zeng K，Yao Y L，et al. Ammonia emission following fertilization at booting stage of rice crop in Taihu Lake region relative to monitoring techniques[J]. Acta Pedologica Sinica，2019，56（3）：693—702. [田玉华，曾科，姚元林，等. 基于不同监测方法的太湖地区水稻穗肥期氨排放研究[J]. 土壤学报，2019，56（3）：693—702.]

[21] Lu R K. Analysis methods for soil and agrochemistry[M]. Beijing：China Agricultural Science and Technology Press，2000：129—133. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京：中国农业科学技术出版社，2000：129—133.]

[22] Peng Y J，Tian Y H，Yin B. Effects of NBPT urease inhibitor on ammonia volatilization in paddy fields with wheat straw application[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture，2012，20（1）：19—23. [彭玉净，田玉华，尹斌. 添加脲酶抑制剂 NBPT 对麦秆还田稻田氨挥发的影响[J]. 中国生态农业学报，2012，20（1）：19—23.]

[23] Tang Y，Li X，Shen W Z，et al. Effect of the slow-release nitrogen fertilizer oxamide on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in paddy soil[J]. Agronomy，2018，8（4）：53.

[24] Li H，Liang X Q，Chen Y X，et al. Ammonia volatilization from urea in rice fields with zero-drainage water management[J]. Agricultural Water Management，2008，95（8）：887—894.

[25] 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.]

[26] Zhou L，Rong X M，Xie G X，et al. Effects of different nitrogen fertilizers on ammonia volatilization and its dynamic characteristics of double cropping rice[J]. Journal of Soil and Water Conservation，2014，28（4）：143—147. [周亮，荣湘民，谢桂先，等. 不同氮肥施用对双季稻稻田氨挥发及其动力学特性的影响[J]. 水土保持学报，2014，28（4）：143—147.]

[27] Zhu Z L，Cai G X，Simpson J，et al. Processes of nitrogen loss from fertilizers applied to flooded rice fields on a calcareous soil in orth-Central China[J]. Fertilizer Research，1988，18（2）：101—115.

[28] Freney J R，Trevitt A C F，De Datta S K，et al. The interdependence of ammonia volatilization and denitrification as nitrogen loss processes in flooded rice fields in the Philippines[J]. Biology and Fertility of Soils，1990，9（1）：31—36.

[29] Shah S B，Westerman P W，Arogo J. Measuring ammonia concentrations and emissions from agricultural land and liquid surfaces：A review[J]. Journal of the Air & Waste Management Association，2006，56（7）：945—960.

[30] Cabrera M L，Kissel D E，Davis R C，et al. Design and ammonia-recovery evaluation of a wind speed-sensitive[J]. Soil Science Society of America Journal，2001，65（4）：1302—1306.

[31] Kissel D E，Cabrera M L，Craig J R，et al. Rate of urea application and NH_3 volatilization from loblolly pine[J]. Soil Science Society of America Journal，2013，77（1）：184—189.

[32] Parker D，Ham J，Woodbury B，et al. Standardization of flux chamber and wind tunnel flux measurements for quantifying volatile organic compound and ammonia emissions from area sources at animal feeding operations[J]. Atmospheric Environment，2013，66：72—83.

（责任编辑：陈荣府）