中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture

稻麦轮作体系两种氨挥发监测方法比较研究

王　远，闵　炬，史培华，马明坤，郝雅琼，施卫明

Comparison of two monitoring methods for ammonia volatilization based on rice-wheat rotation system

WANG Yuan, MIN Ju, SHI Peihua, MA Mingkun, HAO Yaqiong, and SHI Weiming

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.210210

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

稻蛙共作对水稻-紫云英轮作系统氨挥发的影响

Effect of rice-frog cultivation on ammonia volatilization in rice-Chinese milk vetch rotation system

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(5): 792-801

华北平原氮肥周年深施对冬小麦-夏玉米轮作体系土壤氨挥发的影响

The effects of deep application of nitrogen fertilization on ammonia volatilization in a winter wheat/summer maize rotation system in the North China Plain

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(12): 1880-1889

稻麦轮作下秸秆还田对稻麦产量和稻田可溶性有机碳含量的影响

Effects of straw incorporation on crop yield and dissolved organic carbon concentration at rice growing season in rice-wheat rotation cropping system

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(3): 431-440

界面阻隔材料对稻田产量、氮肥利用率和氨挥发排放的影响

Effects of interface barrier materials on rice yield, nitrogen use efficiency, and NH_3 volatilization

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(6): 803-812

不同施肥方式下砂姜黑土冬小麦-夏玉米轮作农田氨挥发特征及排放系数

Ammonia emission characteristics and emission coefficients of wheat and corn rotation cropland under different fertilization methods in lime concretion black soil

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(12): 1869-1879

秸秆还田与施肥方式对稻麦轮作土壤细菌和真菌群落结构与多样性的影响

Effects of straw returning and fertilization on soil bacterial and fungal community structures and diversities in rice-wheat rotation soil

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(3): 531-539

关注微信公众号，获得更多资讯信息

中国生态农业学报(中英文) 2021 年 12 月 第 29 卷 第 12 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Dec. 2021, 29(12): 1990−2001

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.210210

王远, 闵炬, 史培华, 马明坤, 郝雅琼, 施卫明. 稻麦轮作体系两种氨挥发监测方法比较研究[J]. 中国生态农业学报 (中英文), 2021, 29(12): 1990−2001

WANG Y, MIN J, SHI P H, MA M K, HAO Y Q, SHI W M. Comparison of two monitoring methods for ammonia volatilization based on rice-wheat rotation system[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(12): 1990−2001

稻麦轮作体系两种氨挥发监测方法比较研究*

王 远[1], 闵 炬[1], 史培华[2], 马明坤[1], 郝雅琼[1], 施卫明[1**]

(1. 中国科学院南京土壤研究所/土壤与农业可持续发展国家重点实验室 南京 210008; 2. 江苏农林职业技术学院农学园艺学院 句容 212400)

摘 要: 氨挥发是农田活性氮损失的重要途径, 准确、有效地测定农田氨排放量是环境评估和政策制定的基础。由于氨挥发监测方法多样, 且方法间缺少系统的对比分析, 在一定程度上限制了相关研究数据的进一步利用。我国应用最广泛的氨挥发监测方法是通气式海绵吸收法和密闭室间歇抽气法, 目前, 两种监测方法仍缺少大田条件下的实测对比。本研究在不同施氮量处理下, 于水稻-小麦轮作系统作物生长期同时采用这两种方法对土壤氨挥发排放进行连续监测。结果表明, 在 3 个施氮水平下, 通气式海绵吸收法测得的氨挥发累积量低于密闭室间歇抽气法 25%~35%, 稻麦两季结果一致, 两方法测试值的变化趋势也一致。通气式海绵吸收法在稻季测得累积氨挥发量为 17.36~43.90 kg·hm^{-2}, 麦季为 5.90~20.43 kg·hm^{-2}, 排放系数为 2.56%~10.39%; 密闭室间歇抽气法在稻季测得累积氨挥发量为 23.28~61.05 kg·hm^{-2}, 麦季为 14.63~27.73 kg·hm^{-2}, 排放系数为 7.09%~15.01%。相同研究区域的文献调研表明, 当施氮量为 101~300 k·hm^{-2} 时, 通气式海绵吸收法比密闭室间歇抽气法低 5%~25%, 与实测数据趋势相同。基于本研究和文献调研结果, 推荐通过这两种监测方法获取的氨挥发量在施氮量低于 100 kg·hm^{-2} 时可不转换, 施氮量高于 100 kg·hm^{-2} 时可按照密闭室间歇抽气法的 75% 转换为通气式海绵吸收法。

关键词: 氨挥发; 氮肥用量; 密闭室间歇抽气法; 通气式海绵吸收法; 稻麦轮作

中图分类号: X511; S-3 **开放科学码(资源服务)标识码(OSID):**

Comparison of two monitoring methods for ammonia volatilization based on rice-wheat rotation system*

WANG Yuan[1], MIN Ju[1], SHI Peihua[2], MA Mingkun[1], HAO Yaqiong[1], SHI Weiming[1**]

(1. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences / State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Nanjing 210008, China; 2. Department of Agronomy and Horticulture, Jiangsu Vocational College of Agriculture and Forestry, Jurong 212400, China)

Abstract: Ammonia volatilization is an important pathway of active nitrogen (N) loss from farmlands. The accurate and effective measurement of farmland ammonia emissions is the basis for environmental assessments and policymaking. Soil ammonia volatilization is controlled by fertilizer application rates, fertilizer application methods, soil properties, and meteorological conditions, so there is a wide variability in the cumulative ammonia emissions and emission factors in different studies. There are also different methods for ammonia volatilization measurements, which further reduce the comparability of data across studies. The most widely used methods for soil ammonia volatilization measurements in China are the ventilated sponge absorption method and the intermittent airflow en-

* 国家重点研发计划项目 (2016YFD0801102)、山东省重大科技创新工程项目 (2019JZZY010701) 和江苏省自然科学基金 (BK20170586) 资助

** 通信作者: 施卫明, 主要研究方向为农田面源污染防控和植物营养分子生物学。E-mail: wmshi@issas.ac.cn

王远, 主要研究方向为农田面源污染防控和作物氮素营养诊断。E-mail: wangyuan@issas.ac.cn

收稿日期: 2021-04-07 接受日期: 2021-06-08

* This study was supported by the National Key Research and Development Program of China (2016YFD0801102), the Key Research and Development Program of Shandong Province of China (2019JZZY010701) and the Natural Science Foundation of Jiangsu Province of China (BK20170586).

** Corresponding author, E-mail: wmshi@issas.ac.cn

Received Apr. 7, 2021; accepted Jun. 8, 2021

closure method. However, consistency between measurements is unclear because of substantial differences in the ventilation rates between methods, and only a few studies have compared the two methods. Based on a typical rice-wheat rotation system in the Lower Reaches of the Yangtze River, this study set up treatments with different N fertilizer application rates (N0: no N fertilizer; N1: 200 kg(N)·hm^{-2} for rice and 180 kg(N)·hm^{-2} for wheat; N2: 300 kg(N)·hm^{-2} for rice and 270 kg(N)·hm^{-2} for wheat; and N3: 400 kg(N)·hm^{-2} for rice and 360 kg(N)·hm^{-2} for wheat). Soil ammonia volatilization was measured continuously after fertilization during rice and wheat growth using the ventilated sponge absorption and intermittent airflow enclosure methods, and the ammonia emission factors in the study area were analyzed using literature analysis. The results showed that the cumulative ammonia emission measured by the ventilated sponge absorption method was 25%–35% lower than that measured by the intermittent airflow enclosure method under the three N application treatments (except for the N0 treatment), and the results were consistent for both rice and wheat seasons. Under fertilization treatments (N1, N2 and N3), the cumulative ammonia emissions measured by the ventilated sponge absorption method ranged from 17.36 to 43.90 kg·hm^{-2} in the rice season and from 5.90 to 20.43 kg·hm^{-2} in the wheat season, with emission factors ranging from 2.56% to 10.39%. The cumulative ammonia emissions measured by the intermittent airflow enclosure method ranged from 23.28 to 61.05 kg·hm^{-2} in the rice season and from 14.63 to 27.73 kg·hm^{-2} in the wheat season, with emission factors ranging from 7.09% to 15.01%. The cumulative ammonia emissions under the N0 treatment were higher for the ventilated sponge absorption method than for the intermittent airflow enclosure method, and the measurements of the two methods were significantly different in the rice season but not in the wheat season. The results of the literatures analysis in the study area were consistent with the monitoring results. The cumulative ammonia emissions measured by the ventilated sponge absorption method were higher than those measured by the intermittent airflow enclosure method when the N application rate was between 0 and 100 kg·hm^{-2}, with average emission factors of 6.18% and 12.31%, respectively. When the N application rate was between 101 and 200 kg·hm^{-2}, the ventilation sponge absorption method led to 25% lower emissions than the intermittent airflow enclosure method, with average emission factors of 9.46% and 12.61%, respectively. When the N application rate was between 201 and 300 kg·hm^{-2}, the ventilation sponge absorption method led to 5% lower emissions than the intermittent airflow enclosure method, and the average emission factors were 12.71% and 13.43%, respectively. In general, the cumulative ammonia emissions measured by the two methods were consistent; the ventilated sponge absorption method led to higher measured values than the intermittent airflow enclosure method in fields without N application or with low ammonia volatilization rates, and the ventilated sponge absorption method led to lower measurements than the intermittent airflow enclosure method in fields with N application. The measurements of the two methods can be converted using a ratio. The results of this study provide support for the estimation of regional ammonia emissions using the ventilated sponge absorption and intermittent airflow enclosure methods.

Keywords: Ammonia volatilization; Nitrogen fertilizer amount; Intermittent airflow enclosure method; Ventilated sponge absorption method; Rice-wheat rotation

氨挥发是农田氮素损失的重要途径, 受施肥量、施肥方式、土壤性质和施肥时气象条件的影响[1], 施入农田的氮素平均约有 11% 通过氨挥发损失进入大气, 占农田活性氮损失的 50% 以上[2-3]。由于氨挥发损失率高, 加之我国氮肥施用量大 (近 10 年年均氮素折纯量达 3580 万 t[4]), 全国种植业氨排放量估计值为 4.8~9.6 Tg·a^{-1}[5], 占我国氨排放总量的 49%[4,6]。氨气是大气中唯一的碱性气体, 易与硫氧化物或氮氧化物反应生成硫酸铵或硝酸铵, 大气中的硝酸铵颗粒是导致雾霾形成的直接原因[7]。同时, 大量的氨排放也显著增加了氮的干湿沉降[8-9], 导致地表活性氮增多, 引发水体富营养化加剧、破坏泥炭地和森林等生态系统的平衡[10]。

目前, 直接对农田氨挥发进行测定的方法主要有 3 种: 气室法、微气象学法和风洞法。微气象学法通常需要 1 km^2 以上的试验区面积[11]。风洞法因其装置结构复杂, 制作成本高, 在我国也较少使用[12-13]。对于多因素对比的田间小区试验, 为了消除相邻地块之间的干扰, 多采用气室法进行氨挥发监测。气室法的原理是将供试的土壤、肥料和作物等采用特定装置与外界分割, 用酸液或浸有酸液的物体吸收装置内的氨, 再进行定量分析。根据监测期间装置内外是否有气体交换, 可将气室法分为通气和不通气两种类型: 不通气类型的装置完全密封, 依靠氨气的浓度差进行扩散运动, 因此测定的氨挥发量显著低于其他方法[14], 在研究中已很少采用; 通气类型是对装置内空气进行交换, 对交换空气中的氨进行测定。进行空气交换时, 又分为主动交换和被动交换两种, 分别对应密闭室间歇抽气法[15] 和通气式海绵吸收法[16]。由于这两种氨挥发监测装置结构简单、方法易操作、测定回收率高[14,17]、对监测环境没有特殊要求, 是我国农田氨挥发监测研究中使用率最高的两种方法。

基于密闭室间歇抽气法或通气式海绵吸收法均

已获得大量氨挥发排放数据[18-21], 但对两种方法获得的排放值之间是否有一种相对确定的估算比值并不清楚。针对该两种方法测定值的比较仅有个别文献报道: 在未种植作物的土壤模拟施肥试验中, 通气式海绵吸收法监测的累积氨挥发量比密闭室间歇抽气法略低, 但不存在显著性差异[22]; 基于北方冬小麦 (*Triticum aestivum*) 的文献调研分析表明, 低施氮量时通气式海绵吸收法监测结果较高, 高施氮量时密闭室间歇抽气法结果较高, 但其平均值不存在显著性差异[23]。由于这两种监测方法的通气速率存在巨大差异, 监测区域的微气象环境也不尽相同, 通常认为两方法的测定结果可能存在一定差异, 但究竟孰高孰低, 在不同氨挥发量条件下是否一致, 仍有待明确。目前, 这两种氨挥发监测方法在相关研究中均占有较高的使用比例, 但研究中仅采用其一进行监测, 从而影响了用不同监测方法获得的历史数据的充分挖掘, 难以将数据有效用于大尺度区域的氨挥发通量和总量的汇总。基于此, 本研究设置不同氮肥施用量处理, 在水稻 (*Oryza sativa*)-小麦轮作 (稻麦轮作) 农田中同时采用密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法对水稻季和小麦季氨挥发排放进行周年监测和分析, 探讨两种监测方法在不同氨挥发量背景、不同气候条件和不同农田水肥管理方式下的一致性, 并初步获得两种测定方法的估算比值。

1 材料与方法

1.1 试验点概况

试验于 2018—2019 年在江苏省宜兴市丁蜀镇漳渎村 (31°17′13″N, 119°54′20″) 进行。该地属亚热带季风气候, 年均气温 17.4 ℃, 年均无霜期 240 d 左右, 年均日照时数 1700 h, 年均降水量 1177 mm。试验点位于太湖西岸, 距太湖垂直距离不足 2 km。供试土壤为湖积物发育而成的普通简育水耕人为土 (湖白土), 试验田为常规稻麦轮作农田。0~20 cm 耕层土壤基础性质为: 有机质 22.7 g·kg^{-1}, 全氮 1.56 g·kg^{-1}, 硝态氮 5.21 mg·kg^{-1}, 铵态氮 10.25 mg·kg^{-1}, 有效磷 24.0 mg·kg^{-1}, 速效钾 114.2 mg·kg^{-1}, pH 6.25 (水土比 2.5∶1)。试验期间日平均气温和降雨量如图 1 所示。

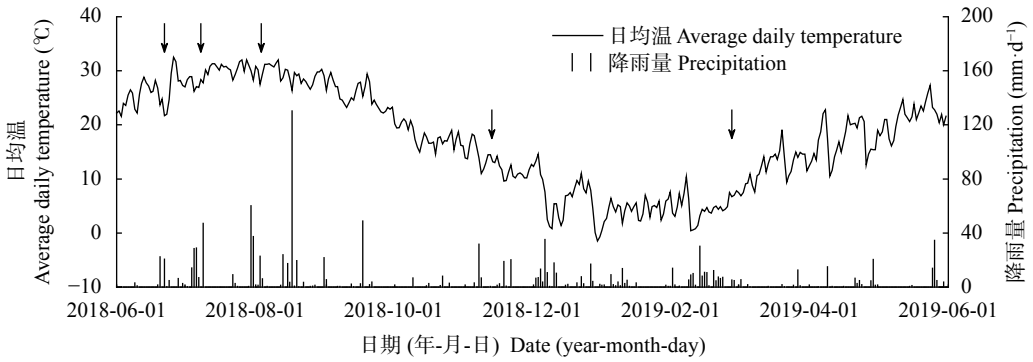

图 1 试验期间试验点的日均温和降雨量

Fig. 1 Average daily temperature and rainfall at the experimental site during the experiment period

黑色箭头表示施肥事件。The black arrows indicate fertilization events.

1.2 试验设计

试验设 4 个氮肥用量处理: N0(不施氮对照)、N1 [水稻 200 kg(N)·hm^{-2}, 小麦 180 kg(N)·hm^{-2}]、N2 [水稻 300 kg(N)·hm^{-2}, 小麦 270 kg(N)·hm^{-2}] 和 N3 [水稻 400 kg(N)·hm^{-2}, 小麦 360 kg(N)·hm^{-2}]。水稻季和小麦季各处理磷、钾肥用量相同。各处理 3 次重复, 随机区组排列, 每个小区面积 40 m^2 (5 m×8 m)。水稻季氮肥以基肥、分蘖肥、穗肥按 3∶3∶4 的比例施入, 磷肥 (P_2O_5) 60 kg·hm^{-2} 作基肥一次性施入, 钾肥 (K_2O) 90 kg·hm^{-2} 以基肥和穗肥按 1∶1 分两次施入。小麦季氮肥以基肥和拔节肥按 4∶6 的比例施入, 磷肥 40 kg·hm^{-2} 作基肥一次性施入, 钾肥 60 kg·hm^{-2} 以基肥和拔节肥按 1∶1 分两次施入。稻麦两季基肥撒施后浅层翻耙均匀, 追肥均为土表撒施。水稻供试品种为‘南粳 46’, 于 2018 年 6 月 24 日施用基肥并移栽, 分蘖肥和穗肥施用日期分别为 7 月 6 日和 8 月 2 日; 小麦供试品种为‘扬麦 23’, 于 2018 年 11 月 8 日施用基肥和播种, 拔节肥于 2019 年 2 月 28 日施用。试验所用氮肥为普通尿素 (含氮量 46%), 磷肥为过磷酸钙 (P_2O_5 含量 12.5%), 钾肥为氯化钾 (K_2O 含量 62%)。

1.3 氨挥发监测方法

各小区施肥后每天的土壤氨挥发量同时采用密闭室间歇抽气法[15,24] 和通气式海绵吸收法[14,16] 进行测定。氨挥发排放系数为施氮处理与不施氮处理的

氨挥发累积量差值占施氮量的比例。

1.3.1　密闭室间歇抽气法

整套采样装置包含换气杆 (PVC 管, 地面以上部分长度 2.5 m, 内径 20 mm)、波纹管 (聚乙烯, 内径 20 mm)、密闭室 (透明有机玻璃, 直径 20 cm, 高 20 cm, 底部开放, 顶部有 2 个直径分别为2.5 cm 和 1.5 cm 的通气孔)、吸收瓶 (玻璃, 容量 250 mL, 瓶塞中包含一长一短两个 L 型通气管)、微型真空泵 (抽气速度为 60~240 L·min^{-1})、缓冲瓶 (玻璃, 容量 5 L)、调节阀及连接各部件的橡胶软管。换气杆通过波纹管与密闭室顶部较大通气孔连接, 密闭室顶部较小的通气孔通过橡胶软管与吸收瓶中较长的 L 型通气管连接, 吸收瓶中较短的 L 型通气管通过橡胶软管与调节阀连接, 调节阀、缓冲瓶和微型真空泵通过橡胶软管串联。

采样时, 在吸收瓶中加入 80 mL 的 2% 硼酸与甲基红-溴甲酚绿混合指示剂溶液。确认装置各部件连接完好, 打开真空泵, 控制空气交换室内的换气速率在 15~20 次·min^{-1}。采样时间为每日的 7:00—9:00 和 15:00—17:00, 以这 4 h 的平均氨挥发通量作为日平均通量计算全天氨挥发总量。以不施氮处理的氨挥发量作为背景值, 直至施氮处理与空白处理的日氨挥发量无显著差异时停止监测, 以监测期内的氨挥发总量作为作物全生育期的土壤氨挥发量。日氨挥发量计算公式为:

$$F = V \times 10^{-3} \times C \times 0.014 \times 6 \times \frac{10^4}{\pi \times r^2} \tag{1}$$

式中: F 为氨挥发通量 (kg·hm^{-2}·d^{-1}); V 为滴定用硫酸体积 (mL); 10^{-3} 为由 mL 转换为 L 的系数; C 为滴定用硫酸的浓度 (mol·L^{-1}); 0.014 为氮原子的相对原子质量 (kg·mol^{-1}); 6 为换算为 1 d 氨挥发量的系数; r 为密闭室半径 (m); 10^4 为面积转换系数。

1.3.2　通气式海绵吸收法

采样装置由聚氯乙烯硬质塑料管制成, 两端开放, 内径 15 cm, 高 30 cm, 塑料管顶部装有不影响通气的遮雨设备, 可在降雨时正常监测。采样时每个小区放置 5 个采样装置, 将两块厚度均为 2 cm、直径 15.5 cm 的海绵均匀浸润 15 mL 磷酸甘油溶液 (50 mL 磷酸加 40 mL 丙三醇, 定容至 1 L), 并置于硬质塑料管中。下层的海绵距田面水或土壤表面 10 cm 以上, 用于吸收土壤或田面水挥发的氨; 上层的海绵与塑料管顶部齐平, 用于阻止空气中的氨被下层海绵吸收。更换海绵时, 将下层的海绵取出, 迅速装入自封袋中密封, 同时换上另一块刚浸润过磷酸甘油的海绵。海绵样品用 1 mol·L^{-1} 的 KCl 溶液 300 mL 振荡浸提 1 h, 浸提液采用靛酚蓝比色法测定铵态氮含量。

施肥后前 6 d 每天更换 1 次下层海绵, 之后每 3 d 更换 1 次下层海绵, 上层海绵每 3 d 更换一次。直至施氮处理与空白处理的日氨挥发量无显著差异时停止监测, 以监测期内的氨挥发总量作为作物全生育期的土壤氨挥发量。日氨挥发量计算公式为:

$$F = \frac{M}{A \times D} \times 10^{-2} \tag{2}$$

式中: F 为氨挥发通量 (kg·hm^{-2}·d^{-1}); M 为单个装置采集到的铵态氮量 (mg); A 为采样装置覆盖土壤的面积 (m^2); D 为该样品连续捕获的时间 (d)。

1.4　两种监测方法的回收率测定

两种氨挥发监测方法的回收率测定在实验室内进行, 取洗净烘干的直径为 12 cm 的蒸发皿 12 套, 分 2 行整齐摆放于铺有硬质 PVC 板的地面上, 其中 1 行 (6 套) 采用密闭室间歇抽气法测定, 另 1 行 (6 套) 采用通气式海绵吸收法测定。装置安装好后分别在蒸发皿中加入 10.0 mL 浓度约为 0.10 mol·L^{-1} 的已标定的硫酸铵溶液, 然后将各装置稍稍抬起, 迅速加入 0.1 mol·L^{-1} 的 NaOH 溶液 5 mL, 重新盖好后用凡士林将装置与 PVC 板的接合处密封, 随即开始监测。24 h 后, 依次将装置移开, 立即向蒸发皿中加入 0.2 mol·L^{-1} 的硫酸溶液 5 mL, 用于降低溶液中的氨挥发速度。用蒸馏-滴定法测定试验开始前硫酸铵溶液的准确浓度和试验结束后蒸发皿中剩余的铵态氮量。两种氨挥发监测方法捕获氨量的测定与大田试验一致。两种氨挥发监测方法的回收率计算公式为:

$$R(\%) = \frac{m}{a - d} \times 100 \tag{3}$$

式中: m 为密闭室间歇抽气法或通气式海绵吸收法单个装置捕获的铵态氮量 (mg); a 为试验开始前蒸发皿中加入的铵态氮量 (mg); d 为试验结束后蒸发皿中剩余的铵态氮量 (mg)。

1.5　文献调研分析

为了更全面地评价两种氨挥发监测方法的一致性, 本研究通过中国知网和 Web of Science 数据库对 2000 年之后的相关文献进行了检索, 从中提取相关数据。筛选文献需符合以下规则: 必须为大田试验、试验地点位于我国长三角地区的 3 个省份 (江苏、浙江和安徽)、采用通气式海绵吸收法或者密闭室间歇抽气法进行监测、具有不施肥的空白对照

处理和常规施肥量处理、氮肥品种为常规尿素、田间管理方式为常规淹水灌溉 (水田), 同时排除对土壤氨挥发有直接影响的农田耕作或管理方式。文献调研共使用已发表文献 40 篇, 其中采用密闭室间歇抽气法的文献为 27 篇, 采用通气式海绵吸收法的文献为 13 篇。氨挥发观测数据共 169 个, 其中密闭室间歇抽气法观测数据 133 个, 通气式海绵吸收法观测数据 36 个。

1.6 数据分析

试验数据采用 SPSS 18.0 软件进行统计分析, 利用邓肯法 (Duncan) 进行多重比较 (P<0.05), Origin 2019 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 两种监测方法的回收率和变异度

回收率测定结果表明 (表 1): 在密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法两种方法下, 硫酸铵溶液 24 h 的氨挥发量平均分别为 6.36 mg 和 6.38 mg, 约占蒸发皿中硫酸铵溶液铵态氮含量的 22.8%。两种方法下硫酸铵溶液的氨挥发量差异不显著, 但密闭室间歇抽气法的氨挥发量有较大的变异系数。从回收率上看, 两种方法都具有较高准确度, 回收率均大于 95%, 但密闭室间歇抽气法的回收率显著高于通气式海绵吸收法 (P<0.05), 已接近 100%, 说明密闭室间歇抽气法可基本全部回收空气中的氨。

表 1 两种氨挥发监测方法的回收率

Table 1 Recovery rates of the two ammonia volatilization monitoring methods

样品号 Sample No.	密闭室间歇抽气法 Intermittent airflow enclosure method			通气式海绵吸收法 Ventilated sponge absorption method		
	溶液挥发氨量 NH_3 volatilized from the source solution (mg, N)	装置吸收氨量 NH_3 trapped by the equipment (mg, N)	回收率 Recovery rate (%)	溶液挥发氨量 NH_3 volatilized from the source solution (mg, N)	装置吸收氨量 NH_3 trapped by the equipment (mg, N)	回收率 Recovery rate (%)
1	6.12	6.30	102.97	6.30	5.98	94.98
2	6.32	6.28	99.37	6.38	5.92	92.77
3	6.41	6.29	98.13	6.38	6.02	94.34
4	6.87	6.76	98.40	6.36	6.35	99.88
5	6.19	6.05	97.81	6.43	6.15	95.65
6	6.25	6.33	101.20	6.41	6.23	97.19
平均值 Mean	6.36a	6.33a	99.65a	6.38a	6.11a	95.80b
变异系数 Coefficient of variation (%)	3.88	3.34	1.87	0.65	2.44	2.36

同一测试指标平均值后不同字母表示两种氨挥发监测方法间存在显著差异(P<0.05)。Different letters after the mean value of the same indicator indicate significant differences between the two ammonia volatilization monitoring methods.

2.2 稻季氨挥发速率与氨挥发量

水稻季基肥、分蘖肥和穗肥施用后的土壤氨挥发速率如图 2 所示: 两种监测方法下的土壤氨挥发速率变化基本一致, 均为施肥后迅速升高, 随后逐渐降低, 达氨挥发速率峰值的时间均在施肥后第 2~4 d; 随着施氮量的增加, 氨挥发速率呈增加趋势, 最大氨挥发速率也逐渐升高。施肥量最高的 N3 处理在基肥施用后第 3 d 氨挥发速率达峰值, 密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法监测到的峰值接近, 分别为 2.26 $kg·hm^{-2}·d^{-1}$ 和 2.30 $kg·hm^{-2}·d^{-1}$。密闭室间歇抽气法测得 N3 处理在分蘖肥施用后的第 4 d 达最大氨挥发速率, 为 6.85 $kg·hm^{-2}·d^{-1}$; 而通气式海绵吸收法显示在施肥后第 2 d 即达最大氨挥发速率, 但最大值比密闭室间歇抽气法低, 为 5.60 $kg·hm^{-2}·d^{-1}$。在穗肥监测期, 密闭室间歇抽气法监测到 N3 处理在施肥后第 2~5 d 一直维持在较高的氨挥发速率, 这 4 天平均为 5.24 $kg·hm^{-2}·d^{-1}$; 通气式海绵吸收法显示 N3 处理在施肥后第 1~4 d 氨挥发速率较高, 但比密闭室间歇抽气法降低, 平均为 2.80 $kg·hm^{-2}·d^{-1}$。基肥期两种氨挥发监测方法的峰值基本一致, 但分蘖肥期和穗肥期通气式海绵法监测的峰值要低于密闭式抽气法, 这可能与基肥期气温较低, 两种方法的监测区温度差异较小, 而分蘖肥期和穗肥期气温较高, 两方法的监测区温度差异较大有关。

对比不同施肥时期的累积氨挥发量 (图 3), 密闭室间歇抽气法监测结果显示: 分蘖肥期和穗肥期的累积氨挥发排放量在不同施氮量处理下均大于基肥期, 其中分蘖肥期的氨挥发排放系数最高, 平均达 18.8%, 累积氨挥发量为 10.55~24.81 $kg·hm^{-2}$; 其次为穗肥期, 氨挥发排放系数平均为 13.9%, 累积氨挥发量为 8.83~27.45 $kg·hm^{-2}$; 基肥期氨挥发排放系数最小, 平均为 6.0%, 累积氨挥发量仅为 3.90~8.79 $kg·hm^{-2}$。不同施氮量处理下的氨挥发排放系数在基肥期和分蘖肥期随施氮量增加呈缓慢上升趋势, 但在穗肥期, 氨挥发排放系数随施氮量增加而迅速升高, 施氮量由 200 $kg·hm^{-2}$ 增长为 400 $kg·hm^{-2}$ 时, 氨挥发排放系

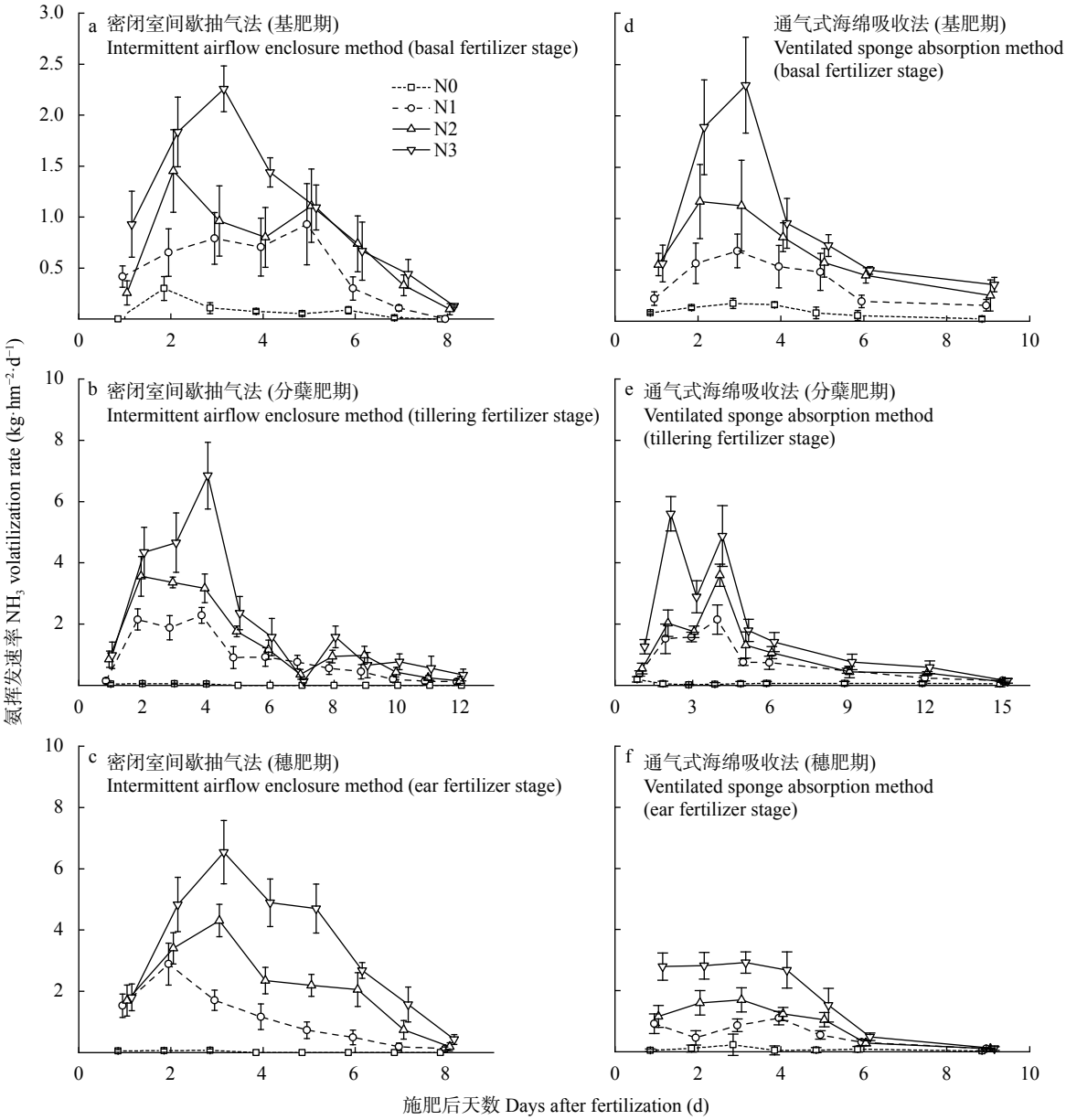

图 2　水稻季不同施肥期两种氨挥发监测方法测定的土壤氨挥发速率

Fig. 2　Soil ammonia volatilization rates relative to fertilization period in the rice season measured by two ammonia volatilization monitoring methods

数由 10.8% 增加至 17.0%。

通气式海绵吸收法监测的累积氨挥发量与排放系数在各施肥时期的变化趋势与密闭室间歇抽气法类似, 但累积氨挥发量均有不同程度的下降, 其中尤以穗肥期下降最多。通气式海绵吸收法在基肥、分蘖肥和穗肥期的平均氨挥发排放系数分别为 5.1%、15.4% 和 6.1%, 分别比密闭室间歇抽气法下降 15%、18% 和 56%。对比水稻全生育期的土壤累积氨挥发量, 密闭室间歇抽气法监测结果为 23.28~61.05 kg·hm^{-2}, 而通气式海绵吸收法监测结果仅为 17.36~43.90 kg·hm^{-2}, N1、N2 和 N3 处理的累积氨挥发量分别下降 25%、35% 和 28%。

2.3　小麦季氨挥发速率与氨挥发量

由于小麦季施肥期间气温较低, 且旱地土壤氨挥发持续时间较水田更长, 因此密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法在施肥后的监测期延长至 21 d。小麦季两次施肥后的土壤氨挥发速率如图 4 所示: 两种监测方法下的土壤氨挥发速率均呈现先升高后降低的趋势, 但最大氨挥发速率与其出现时间有所差异。密闭室间歇抽气法监测结果显示: N2 和 N3 处理在基肥施用后第 6 d 达最大氨挥发速率, N2 和 N3 处理峰值分别为 1.93 kg·hm^{-2}·d^{-1} 和 1.20 kg·hm^{-2}·d^{-1}, N1 处理在基肥施用后第 2 d 达最大氨挥发速率, 峰值为 0.80 kg·hm^{-2}·d^{-1}; N1、N2 和 N3 处理分别在拔节

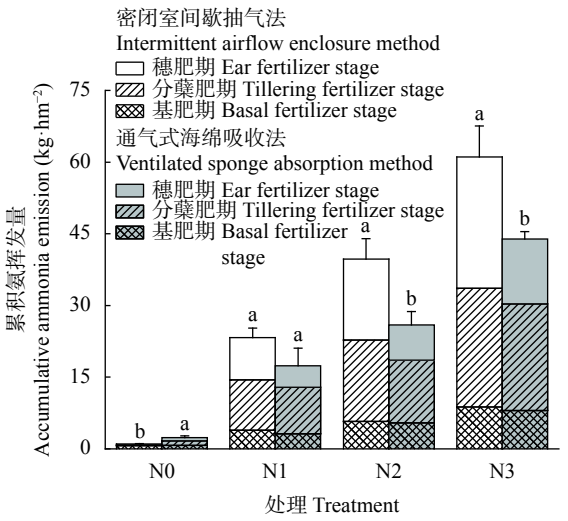

图 3 两种氨挥发监测方法测定的水稻季土壤累积氨挥发量

Fig. 3 Accumulative ammonia emission in the rice season measured by two ammonia volatilization monitoring methods

不同小写字母表示同一处理下两种氨挥发监测方法间差异显著 (P<0.05)。Different letters mean significant difference between two ammonia volatilization monitoring methods under the same treatment (P<0.05).

肥施用后的第 7 d、第 6 d 和第 5 d 达最大氨挥发速率, 峰值分别为 1.81 kg·hm^{-2}·d^{-1}、1.79 kg·hm^{-2}·d^{-1} 和 3.57 kg·hm^{-2}·d^{-1}。通气式海绵吸收法监测结果显示: 各处理在基肥期的氨挥发速率均较小, N3 处理的最大氨挥发速率出现在施肥后的第 9~12 d, 平均为 0.19 kg·hm^{-2}·d^{-1}, 仅为密闭室间歇抽气法最大氨挥发速率的 1/10; N2 和 N3 处理在拔节肥期的最大氨挥发速率出现在施肥后第 7 d, 峰值分别为 1.61 kg·hm^{-2}·d^{-1} 和 2.31 kg·hm^{-2}·d^{-1}, N1 处理的最大氨挥发速率出现在施肥后第 9 d, 峰值为 1.00 kg·hm^{-2}·d^{-1}, 拔节肥期的最大氨挥发速率比密闭室间歇抽气法下降 35%。

小麦季不同施肥时期的累积氨挥发量随施氮量的增加而逐渐增大 (图 5), 拔节肥期累积氨挥发量远高于基肥期, 这一方面是由于拔节肥施氮量高 (占总施氮量的 60%), 同时施肥方式存在差异 (拔节肥为表面撒施, 基肥为撒施后浅层翻耕); 另一方面是由于基肥施用后出现了连续阴雨天气, 气温下降、降雨量增加, 导致了氨挥发量降低。密闭室间歇抽气法结果显示: 不同施氮量处理在基肥期的累积氨挥发量为 3.76~6.36 kg·hm^{-2}, 氨挥发排放系数为 3.39%~4.24%; 拔节肥期的累积氨挥发量为 10.87~21.37 kg·hm^{-2}, 排放系数为 9.56%~9.88%; 不同处理全生育期氨挥发排放系数平均为 7.39%。通气式海绵吸收法两次施肥

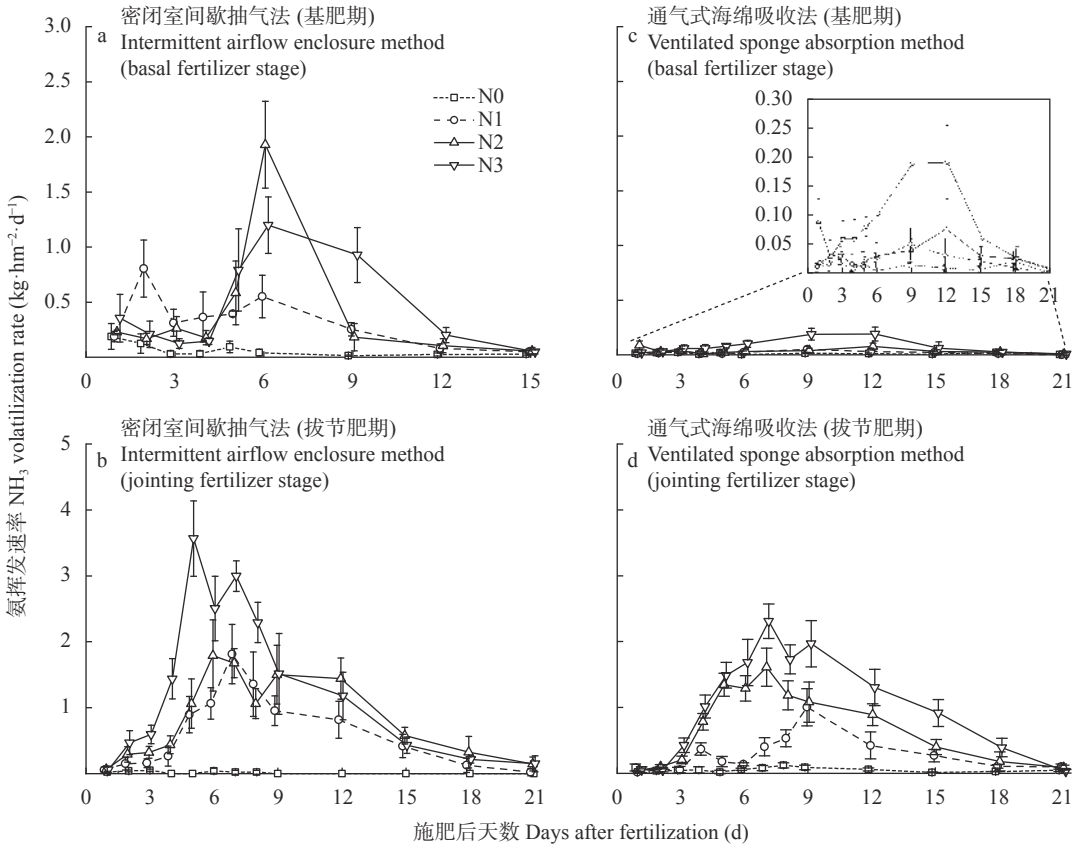

图 4 小麦季不同施肥期两种氨挥发监测方法测定的土壤氨挥发速率

Fig. 4 Soil ammonia volatilization rates relative to fertilization period in the wheat season measured by two ammonia volatilization monitoring methods

监测期的累积氨挥发量均小于密闭室间歇抽气法, 其中通气式海绵吸收法基肥期累积氨挥发量仅有 0.45~1.77 kg·hm^{-2}, 氨挥发排放系数平均为 0.6%, 仅有 N3 处理与 N0 处理在基肥期的累积氨挥发量存在显著差异 (P<0.05)。通气式海绵吸收法拔节肥期的氨挥发排放系数随施氮量的增加逐渐升高, 平均为 6.4%, 累积氨挥发量为 5.45~18.66 kg·hm^{-2}。对比两种氨挥发监测方法, 通气式海绵吸收法的累积氨挥发量在基肥期比密闭室间歇抽气法平均下降 84.7%, 在拔节肥期平均下降 34.4%。相比密闭室间歇抽气法, 通气式海绵吸收法监测的全生育期氨挥发量在不同施氮量处理下的下降程度有较大差别, N1、N2 和 N3 处理分别下降 60%、35% 和 26%。

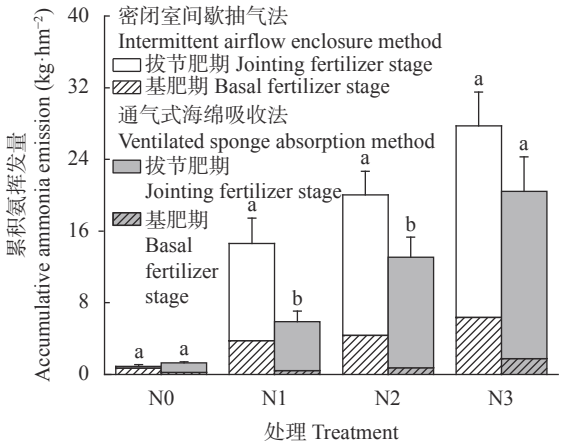

图 5　两种氨挥发监测方法测定的小麦季土壤累积氨挥发量

Fig. 5　Accumulative ammonia emission in the wheat season measured by two ammonia volatilization monitoring methods

不同小写字母表示同一处理下两种氨挥发监测方法间差异显著 (P<0.05)。Different letters mean significant difference between two ammonia volatilization monitoring methods under the same treatment (P<0.05).

2.4　两种氨挥发监测方法的结果比较

本研究中密闭室间歇抽气法在水稻季监测的化肥氮氨挥发排放系数为 11.14%~15.01%, 小麦季为 7.09~7.62%; 通气式海绵吸收法在水稻季监测的排放系数为 7.51%~10.39%, 小麦季为 2.56%~5.32%。两方法监测的排放系数与同处于太湖流域的相关研究结果相近[25-30]。对比本研究中两种氨挥发监测方法的氨挥发通量 (图 6), 图中大部分数据点分布在 1∶1 线下方, 说明通过密闭室间歇抽气法测得的日通量大于通气式海绵吸收法测得的日通量; 部分数据点位于 1∶1 线上方 (氨挥发通量较小时), 这说明与氨挥发通量较高时相比, 氨挥发通量较小时更易造成通气式海绵吸收法的结果偏大, 两种方法测试结果的不确定性也随之增加。对两方法测试的氨挥

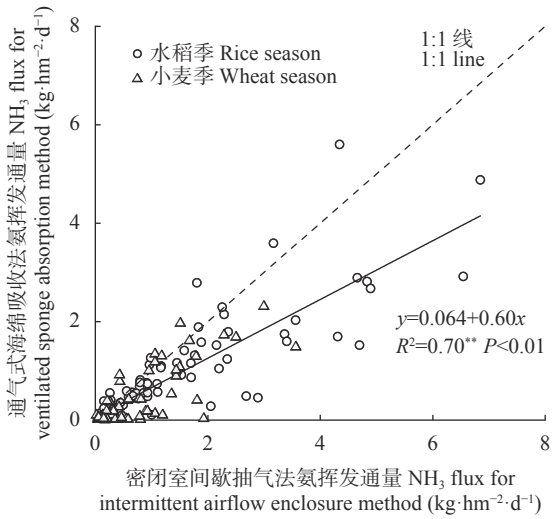

图 6　两种氨挥发监测方法测定的氨挥发通量比较

Fig. 6　Comparison of NH$_3$ fluxes between the two ammonia volatilization monitoring methods

发通量进行回归分析, 两方法的测试值具有很高的一致性, 决定系数达 0.70**(P<0.01), 小麦季和水稻季数据具有相同的趋势 (数据未展示)。回归方程显示: 当氨挥发通量小于 0.16 kg·hm^{-2}·d^{-1} 时, 通气式海绵吸收法测试结果较高; 当氨挥发通量大于 0.16 kg·hm^{-2}·d^{-1} 时, 密闭室间歇抽气法测试结果较高, 且通气式海绵吸收法约为密闭室间歇抽气法的 0.6 倍。两种监测方法的累积氨挥发量也显示 (图 3 和图 5), 通气式海绵吸收法约为密闭室间歇抽气法的 65%~75%。

为了在更大范围内评价两种氨挥发监测方法的一致性, 我们通过文献调研摘录了长三角区域 40 篇相关研究文献, 共涉及 169 个观测值。因为该地区相关研究大多采用密闭室间歇抽气法进行氨挥发监测, 因此通气式海绵吸收法的数据相对较少。作物全生育期土壤累积氨挥发量所对应的施肥量和氨挥发排放系数分布见图 7, 大部分观测值对应的氮肥施用量为 101~300 kg·hm^{-2}(折纯量, 下同), 占全部观测值总数的 80%。当施氮量小于 100 kg·hm^{-2} 时, 采用通气式海绵吸收法的平均氨挥发系数为 12.31%, 是密闭室间歇抽气法平均氨挥发系数的两倍, 这与我们研究中当氨挥发量较低时, 通气式海绵吸收法氨挥发量较高的结果一致。当施氮量处于 101~200 kg·hm^{-2} 时, 采用密闭室间歇抽气法的平均氨挥发系数为 12.61%, 而通气式海绵吸收法为 9.46%, 约为密闭室间歇抽气法的 75%, 同时其观测值的分布区间也显著小于密闭室间歇抽气法。当施氮量处于 201~300 kg·hm^{-2} 时, 采用密闭室间歇抽气法的平均氨挥发系数为 13.43%, 而通气式海绵吸收法为 12.71%, 虽然通气式海绵吸收法的氨挥发系数仍然低于密闭室

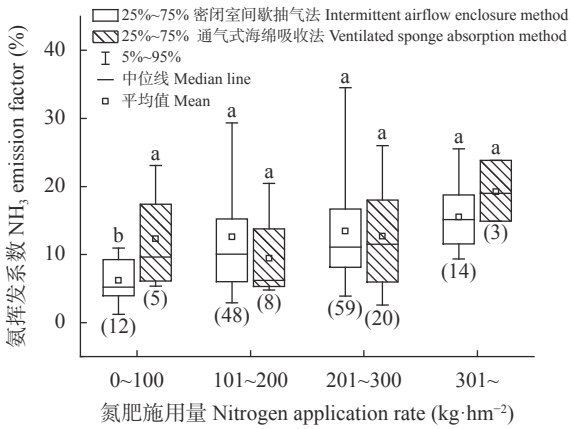

图 7 两种氨挥发监测方法测定的排放系数文献调研分析

Fig. 7 Literature analysis on NH_3 emission factor of the two ammonia volatilization monitoring methods

括号内数字为相应的样本量。The numbers in brackets are the corresponding sample sizes.

间歇抽气法, 但它们之间的差距缩小了, 这与我们的大田试验结果有所差异。当施氮量大于 300 kg·hm^{-2} 时, 采用通气式海绵吸收法的平均氨挥发系数为 19.24%, 而密闭室间歇抽气法为 15.50%, 但由于采用通气式海绵吸收法的文献较少, 该区间仅有 3 个观测值, 可能存在代表性不足的问题。总体上看, 文献调研结果与我们的大田试验结果基本一致, 在 0~300 kg·hm^{-2} 施氮量范围内都有相似的变化趋势, 但文献调研所采用的数据只是相近研究区域的结果, 而非本研究中在同一田块、同一时间的直接监测对比, 因此还需更多的研究提供基础数据, 对两种氨挥发监测方法在更大区域范围内或更加客观准确地进行评价。

3 讨论

本研究中, 在稻麦轮作农田的一个连续种植年份, N0 处理的累积氨挥发量表现为通气式海绵吸收法大于密闭室间歇抽气法, 施氮处理的累积氨挥发量均表现为密闭室间歇抽气法大于通气式海绵吸收法 (图 3, 图 5)。对于 N0 处理, 导致通气式海绵吸收法监测结果偏高的主要原因是海绵样品采用了靛酚蓝比色法测定, 而密闭室间歇抽气法采用了硼酸混合指示剂溶液吸收-酸碱滴定法测定, 相比指示剂 (甲基红+溴甲酚绿) 的显色反应, 靛酚蓝比色法具有更低的检出限[17]。在水稻季和小麦季的追肥期, 密闭室间歇抽气法几乎无法检测到 N0 处理的土壤氨挥发, 而通气式海绵吸收法在此期间仍能检测到少量氨挥发, 从而使通气式海绵吸收法的监测结果大于密闭室间歇抽气法。周伟等[17] 对密闭室间歇抽气法中采用“硼酸混合指示剂溶液吸收-酸碱滴定”和“稀硫酸吸收-靛酚蓝比色”的两种测试方法进行了对比, 结果也显示靛酚蓝比色法测试土壤氨挥发具有更高的灵敏度, 即使在空白小区和氨挥发量很小时也能检测到一定量的氨。因此, 建议两种氨挥发监测装置均采用靛酚蓝比色法对吸收样品进行测定。

对于施氮处理 (N1、N2、N3), 通气式海绵吸收法监测的累积氨挥发量均比密闭室间歇抽气法低 25%~35% (麦季 N1 处理除外, 低 60%) (图 3, 图 5)。造成通气式海绵吸收法监测结果偏低的主要原因可能有:

1) 监测装置导致的温度差异。本研究中密闭室间歇抽气法的空气交换室为透明容器, 监测区域受光线直射后易增温; 而通气式海绵吸收法的监测装置为不透明硬质塑料管, 监测区域始终处于黑暗状态, 因此造成了两种方法监测区域土壤或田面水的温度差异, 进而导致了氨挥发量差异。相关研究曾报导密闭室间歇抽气法装置 (透明) 内的土壤温度高于风洞法监测区域 (不透明 PVC 板) 的土壤温度, 可能是导致密闭室间歇抽气法监测结果偏高的原因之一[31]。徐万里等[22] 对比了密闭室间歇抽气法、通气式海绵吸收法和密闭法 3 种方法对土壤氨挥发的监测结果, 密闭室间歇抽气法测定结果略高于通气式海绵吸收法, 密闭法显著低于前两种方法, 该试验中通过人为控制消除了监测室内外温度的差异, 可能是密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法结果较为接近的原因。同时, 在其研究[22] 中, 在氨挥发量较高时密闭室间歇抽气法结果高于通气式海绵吸收法, 低氨挥发量时结果相反, 这与我们的研究一致。此外, 两种方法的装置内径大小不同 (密闭室间歇抽气法为 20 cm, 通气式海绵吸收法为 15 cm), 导致装置覆盖的土壤面积也不同, 再加上大田肥料撒施时, 无法保证肥料在土壤上的绝对均匀分布, 这些因素均会使测试结果产生一定偏差。

2) 监测区域内部气流交换速度可能对氨挥发量造成一定影响。密闭室间歇抽气法监测条件下, 产生的氨气迅速被抽气气流带走, 密闭室内氨气浓度与监测区域的背景浓度一致; 而通气式海绵吸收法无主动通气气流, 氨气在监测装置内需要依靠氨分压进行扩散运动, 在氨气挥发的土-气界面或水-气界面氨分压相对较高, 因此可能会对土壤氨挥发有一定的抑制作用, 但这种抑制作用的强度仍不明确。研究中普遍认为在土壤表面风速较低时, 土壤氨挥发量随风速增大而增加, 但当空气交换室内的换气

速率大于 15~20 次·min^{-1} 时, 风速不再是土壤氨挥发的限制因子, 因此密闭室间歇抽气法均采用 15~20 次·min^{-1} 的换气速率[15,32]。董文旭等[33] 对比了通气式海绵吸收法监测状态下和开放环境下的氨挥发损失量, 结果显示通气式海绵吸收法监测状态下的氨挥发损失量为开放环境下损失量的 84.5%, 并以此为系数对通气式海绵吸收法的测试值进行了校正。本研究中的氨挥发回收率试验表明, 抽气条件下硫酸铵溶液的氨挥发量并不比通气式海绵吸收法更多 (表 1), 说明在利用硫酸铵溶液模拟氨挥发时, 水-气界面较高的氨分压并未显著降低氨挥发量, 但密闭室间歇抽气法下硫酸铵溶液的氨挥发损失量具有更大的变异系数 (表 1), 这说明通气气流对测试结果的稳定性有一定干扰。王朝辉等[14] 对比了通气式海绵吸收法和密闭法监测状态下的氨挥发量, 结果也显示即便是在完全密闭的状态下, 硫酸铵溶液的氨挥发量相比通气式海绵吸收法也仅下降了不足 6%。Jantalia 等[34] 在大田环境下模拟了 N^{15} 标记尿素在土壤中的氨挥发, 显示通气式海绵吸收法监测区域的土壤氮素损失量比开放环境下的土壤氮素损失量略高, 这也在一定程度上说明通气式海绵吸收法并未限制土壤氨挥发过程, 但因为该研究是在大田环境下进行监测, 其回收率 (63%~90%) 远低于本研究中硫酸铵溶液的回收率。从这些研究来看, 较低的土壤表面风速和较高的土 (水)-气界面氨分压是否降低了通气式海绵吸收法的氨挥发量, 仍具有较多的不确定因素, 需通过更加深入的研究来明确。

3) 密闭室间歇抽气法在通气过程中可能带来了一定误差。根据 Frency 等[11] 的报道, 水田田面 2.5 m 以上处几乎检测不到农田挥发出的氨气, 因此密闭室间歇抽气法规定必须设置 2.5 m 高的换气杆以降低通气气流中氨的浓度。但随着我国经济和工农业的发展, 众多研究报道我国大气氨浓度有增加的趋势[35-36], 同时, 空气中的 CO_2[37]、非中性固体颗粒物质和气溶胶等也会对测试结果造成一定影响[17]。而通气式海绵吸收法上部的海绵隔绝了空气中非中性物质或其他颗粒物的影响, 降低了测试结果受干扰的程度。

相关研究中, 康飞等[23] 通过文献调研对比了密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法在北方冬麦田上的氨挥发监测结果, 采用通气式海绵吸收法的平均氨挥发系数为 6.29%, 采用密闭室间歇抽气法的平均氨挥发系数为 4.38%, 当施氮量小于 180 kg·hm^{-2} 时, 通气式海绵吸收法测定值较高, 当施氮量大于 180 kg·hm^{-2} 时, 密闭室间歇抽气法测定值较高。本研究是在大田试验条件下, 首次对密闭室间歇抽气法和通气式海绵吸收法的测定结果进行系统分析。通过对长江下游地区稻麦轮作农田的连续监测, 结果也表现出低施氮量时通气式海绵吸收法监测结果较高, 高施氮量时密闭室间歇抽气法监测结果较高的趋势。在施氮处理下, 通气式海绵吸收法测定的累积氨挥发量约为密闭室间歇抽气法的 65%~75%, 在水田和旱地上基本保持一致。该结果说明这两种氨挥发监测方法具有较为一致的变化趋势, 区域氨挥发通量和总量汇总时可通过一定比例关系进行换算。

4　结论

在长江下游地区稻麦轮作农田上, 通气式海绵吸收法和密闭室间歇抽气法测得的累积氨挥发量具有较为一致的变化趋势, 在不施氮农田或低氨挥发速率时表现为通气式海绵吸收法测定结果高于密闭室间歇抽气法, 在施氮农田表现为通气式海绵吸收法低于密闭室间歇抽气法约 25%~35%, 且稻麦两季监测结果一致。同一研究区域的文献调研结果与监测结果具有相同的变化趋势, 低于 100 kg·hm^{-2} 施氮量或低氨挥发速率时通气式海绵吸收法高于密闭室间歇抽气法, 高于 100 kg·hm^{-2} 施氮量时通气式海绵吸收法比密闭室间歇抽气法低约 5%~25%。基于本研究和文献调研结果, 推荐通过这两种监测方法获取的氨挥发量在施氮量低于 100 kg·hm^{-2} 时可不进行转换, 施氮量高于 100 kg·hm^{-2} 时可按照密闭室间歇抽气法的 75% 转换为通气式海绵吸收法, 研究结果可为区域氨挥发排放量估算提供依据。

参考文献　References

[1] 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
LU L L, WU G Y. Advances in affecting factors of ammonia emission in farmland[J]. Journal of China Agricultural University, 2019, 24(1): 149−162

[2] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 778−783
ZHU Z L. Research on soil nitrogen in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(5): 778−783

[3] 王桂良. 中国三大粮食作物农田活性氮损失与氮肥利用率的定量分析[D]. 北京: 中国农业大学, 2014
WANG G L. Quantitative analysis of reactive nitrogen losses and nitrogen use efficiency of three major grain crops in China[D]. Beijing: China Agricultural University, 2014

[4] YU C Q, HUANG X, CHEN H, et al. Managing nitrogen to restore water quality in China[J]. Nature, 2019, 567(7749): 516−520

[5] ZHU Z L, CHEN D L. Nitrogen fertilizer use in China — Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63(2/3): 117−127

[6] KONG L, TANG X, ZHU J, et al. Improved inversion of monthly ammonia emissions in China in combination of the Chinese Ammonia Monitoring Network and ensemble Kalman filter[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(21): 12529−12538

[7] WANG M Y, KONG W M, MARTEN R, et al. Rapid growth of new atmospheric particles by nitric acid and ammonia condensation[J]. Nature, 2020, 581(7807): 184−189

[8] PAN Y P, TIAN S L, WU D M, et al. Ammonia should be considered in field experiments mimicking nitrogen deposition[J]. Atmospheric and Oceanic Science Letters, 2020, 13(3): 248−251

[9] 杨道伟, 许稳, 唐傲寒, 等. 中国东部地区无机氮湿沉降: 南-北不同类型监测点的比较[J]. 应用生态学报, 2016, 27(10): 3205−3212
YANG D W, XU W, TANG A H, et al. Inorganic nitrogen wet deposition in Eastern China: Comparison of different land use-based monitoring sites in north and south regions[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(10): 3205−3212

[10] ROWE E C, JONES L, DISE N B, et al. Metrics for evaluating the ecological benefits of decreased nitrogen deposition[J]. Biological Conservation, 2017, 212: 454−463

[11] FRENCY R, TREVITT A C F, 朱兆良, 等. 水田氨挥发的测定方法[J]. 土壤学报, 1987, 24(2): 142−151
FRENCY J R, TREVITT A C F, ZHU Z L, et al. Methods for estimating volatilization of ammonia from flooded rice fields[J]. Acta Pedologica Sinica, 1987, 24(2): 142−151

[12] MANNHEIM T, BRASCHKAT J, MARSCHNER H. Measurement of ammonia emission after liquid manure application: Ⅱ. Comparison of the wind tunnel and the IHF method under field conditions[J]. Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde, 1995, 158(3): 215−219

[13] 黄彬香, 苏芳, 丁新泉, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定——风洞法[J]. 土壤, 2006, 38(6): 712−716
HUANG B X, SU F, DING X Q, et al. German wind-tunnel system for measuring ammonia volatilization from agricultural soil[J]. Soils, 2006, 38(6): 712−716

[14] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定——通气法[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(2): 205−209
WANG Z H, LIU X J, JU X T, et al. Field *in situ* determination of ammonia volatilization from soil: Venting method[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2002, 8(2): 205−209

[15] 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(6): 1133−1138

[16] NÔMMIK H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil[J]. Plant and Soil, 1973, 39(2): 309−318

[17] 周伟, 田玉华, 曹彦圣, 等. 两种氨挥发测定方法的比较研究[J]. 土壤学报, 2011, 48(5): 1090−1095
ZHOU W, TIAN Y H, CAO Y S, et al. A comparative study on two methods for determination of ammonia volatilization[J]. Acta Pedologica Sinica, 2011, 48(5): 1090−1095

[18] 景建元, 孙晓, 杨阳, 等. 施氮水平对冬小麦冠层氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2): 401−408
JING J Y, SUN X, YANG Y, et al. Ammonia volatilization of winter wheat canopy under different nitrogen rates[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(2): 401−408

[19] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 北方冬小麦/夏玉米轮作体系土壤氨挥发的原位测定[J]. 生态学报, 2002, 22(3): 359−365
WANG Z H, LIU X J, JU X T, et al. *In situ* determination of ammonia volatilization from wheat maize rotation system field in North China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2002, 22(3): 359−365

[20] 宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(2): 265−269
SONG Y S, FAN X H, LIN D X, et al. Ammonia volatilation from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(2): 265−269

[21] 杨士红, 彭世彰, 徐俊增, 等. 不同水氮管理下稻田氨挥发损失特征及模拟[J]. 农业工程学报, 2012, 28(11): 99−104
YANG S H, PENG S Z, XU J Z, et al. Characteristics and simulation of ammonia volatilization from paddy fields under different water and nitrogen management[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2012, 28(11): 99−104

[22] 徐万里, 刘骅, 张云舒, 等. 施肥深度、灌水条件和氨挥发监测方法对氮肥氨挥发特征的影响[J]. 新疆农业科学, 2011, 48(1): 86−93
XU W L, LIU H, ZHANG Y S, et al. Influence of the fertilization depth, irrigation and the ammonia volatilization monitoring method on ammonia volatilization characters of nitrogen fertilizer[J]. Xinjiang Agricultural Sciences, 2011, 48(1): 86−93

[23] 康飞, 孟凡乔. 基于文献分析的北方冬麦田氨挥发特性[J]. 农业工程学报, 2020, 36(1): 228−234
KANG F, MENG F Q. Ammonia volatilization from winter wheat cropland in Northern China based on a literature analysis[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020, 36(1): 228−234

[24] 田玉华, 贺发云, 尹斌, 等. 太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发的影响[J]. 土壤学报, 2007, 44(5): 893−900
TIAN Y H, HE F Y, YIN B, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region as affected by N and P combination in fertilization[J]. Acta Pedologica Sinica, 2007, 44(5): 893−900

[25] SUN H J, ZHANG H L, POWLSON D, et al. Rice production, nitrous oxide emission and ammonia volatilization as impacted by the nitrification inhibitor 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine[J]. Field Crops Research, 2015, 173: 1−7

[26] 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

[27] YAO Y L, ZHANG M, TIAN Y H, et al. Urea deep placement

for minimizing NH_3 loss in an intensive rice cropping system[J]. Field Crops Research, 2018, 218: 254−266

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

[29] 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
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

[30] 王梦凡, 俞映倞, 杨桢, 等. 界面阻隔材料对稻田产量、氮肥利用率和氨挥发排放的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(6): 803−812
WANG M F, YU Y L, YANG B, et al. Effects of interface barrier materials on rice yield, nitrogen use efficiency, and NH_3 volatilization[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2020, 28(6): 803−812

[31] 张翀, 李雪倩, 苏芳, 等. 施氮方式及测定方法对紫色土夏玉米氨挥发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(6): 1194−1201
ZHANG C, LI X Q, SU F, et al. Effects of different fertilization and measurement methods on ammonia volatilization of summer maize in purple soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(6): 1194−1201

[32] 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
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

[33] 董文旭, 胡春胜, 张玉铭. 华北农田土壤氨挥发原位测定研究[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(3): 46−48
DONG W X, HU C S, ZHANG Y M. *In situ* determination of ammonia volatilization in field of North China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2006, 14(3): 46−48

[34] JANTALIA C P, HALVORSON A D, FOLLETT R F, et al. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers[J]. Agronomy Journal, 2012, 104(6): 1595−1603

[35] BOUWMAN A F, BOUMANS L J M, BATJES N H. Estimation of global NH_3 volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2002, 16(2): 8-1−8-14

[36] 董文煊, 邢佳, 王书肖. 1994—2006年中国人为源大气氨排放时空分布[J]. 环境科学, 2010, 31(7): 1457−1463
DONG W X, XING J, WANG S X. Temporal and spatial distribution of anthropogenic ammonia emissions in China: 1994−2006[J]. Environmental Science, 2010, 31(7): 1457−1463

[37] SHERLOCK R, GOH K. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. Ⅱ. Theoretical derivation of a simplified model[J]. Fertilizer Research, 1985, 6(1): 3−22