追肥时间对小麦拔节-成熟期氧化亚氮排放的影响*

马二登[1,2] 马 静[1] 徐 华[1†] 蔡祖聪[1] 八木一行[3]

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

(3 日本国立农业环境技术研究所, 日本筑波 305)

摘 要 2007～2008 年采用 3 种追肥时间（雨前追肥、雨时追肥和雨后追肥）进行田间试验，观测小麦拔节-成熟期 N_2O 排放，以探讨追肥时间对麦季 N_2O 排放的影响。结果表明，与雨前追肥和雨时追肥相比，雨后追肥小麦拔节-成熟期 N_2O 排放量分别减少 37%～67% 和 22%～46%。各处理小麦产量无显著差异（p＞0.05）。土壤水分含量是影响小麦拔节-成熟期 N_2O 排放的关键因素。雨后趁墒追肥能显著减少小麦拔节-成熟期 N_2O 排放且不影响小麦产量，是较为合理的追肥方式。

关键词 追肥时间；土壤水分；N_2O 排放；小麦产量

中图分类号 S513；X16 文献标识码 A

随着粮食安全的需要和全球工业化的发展，氮肥的生产和使用日益增加。据统计，全球 2007 年氮肥生产总量为 10.1×10^7 t，氮肥消耗量达到 11.1×10^7 t[1]。我国是世界上氮肥年均消耗量最多的国家，2007 年我国氮肥的消耗总量高达 2.3×10^7 t，占世界氮肥消耗总量的 20%[2]。施肥作为一种提高土壤肥力的重要措施，能够显著提高耕地利用效率和增加农作物产量。然而，随着氮肥用量及使用年限的增加，其所带来的环境问题亦逐步被人们所关注。过量或不当施用氮肥往往导致水体富营养化、农田氨挥发、温室气体 N_2O 排放等一系列环境问题。其中，N_2O 是一种重要的温室气体，其浓度的增加不仅加剧了全球温室效应，而且导致臭氧层的破坏与地面紫外线辐射增强[3]。研究表明，化学氮肥用量的增加已成为全球大气 N_2O 浓度增加的一个重要因素[4]。据估算，20 世纪 90 年代我国因施肥导致的 N_2O-N 平均年排放量为 204 Gg[5]。

目前，国内外有关通过改善氮肥管理措施减少农田 N_2O 排放的研究已取得了一些成果：选择合适的肥料种类，例如，施用尿素而避免施用硫铵[6-7]，化学氮肥配合适量秸秆施用[8]；采用科学的施肥方式，例如化学氮肥采用土壤混施或深施[9-10]等，均能在一定程度上减少农田土壤 N_2O 排放。然而，在实际农业生产中，由于田间灌溉排水和降雨有利于形成干湿交替环境，从而促进农田土壤硝化-反硝化过程的进行以及 N_2O 产生与排放。尤其在旱地，施肥后的土壤在经历灌溉或降雨之后，常常能够观测到 N_2O 大量排放[11-14]。冬小麦是我国主要农作物之一，根据其需肥规律，来年 2 月底至 3 月底小麦返青期需要追施返青肥。常规追肥时期往往选择在雨前，因为肥料的施用效果与土壤水分状况密切相关，雨前追肥能够保证施入土壤中的肥料后期降雨时及时充分发挥肥效。然而，降雨导致土壤水分剧烈变化，形成

* 科技部国际科技合作项目（2008DFA21330）、中国科学院知识创新重要方向项目群项目（KZCX2-YW-Q1-07）和国家自然科学基金项目（40971154）资助

† 通讯作者，E-mail：hxu@issas.ac.cn

作者简介：马二登（1983-），男，安徽定远人，博士研究生，主要研究方向为农田生态系统温室气体减排对策。E-mail：erdma@issas.ac.cn

收稿日期：2010-01-13；收到修改稿日期：2010-05-04

有利于土壤微生物硝化反硝化作用的环境；同时，施入土壤中的肥料为硝化反硝化作用提供了充足的底物——矿质氮，导致 N_2O 的大量排放[13]。因此，如果在追肥过程中人为地避免追肥与降雨同期可能会起到控制土壤矿质氮形成时间和形成量的作用，从而达到 N_2O 减排的目的。对此，本文选取 3 种追肥时间，研究在降雨发生的不同时期追肥对土壤 N_2O 排放的影响，以期为农田温室气体减排提供科学合理的农田水肥管理途径。

1 材料与方法

1.1 试验设计

大田试验于 2007～2008 年在江苏省句容市白兔镇（31°58′N, 119°18′E）水稻-冬小麦轮作田中进行。试验土壤为发育于下蜀黄土的爽水性水稻土，土壤有机质含量 8.2 g kg^{-1}，全氮为 1.1 g kg^{-1}， pH5.9。试验小区面积 12 m^2（3 m×4 m）。

本试验共设 3 个处理：(1)雨前追肥：于降雨前 3～6 d 实施小麦追肥；(2)雨时追肥：于降雨前 1 d 实施小麦追肥；(3)雨后追肥：于降雨后 3～6 d 实施小麦追肥。小麦适宜追肥期降雨时间及降雨量均从当地气象预报网站获得。鉴于土壤水分含量以及肥效的释放受施肥与降雨时间间隔影响，两年设置距离降雨时间不同，2007 年为 5～6 d，2008 年为 3 d，具体处理方案与时间安排见表 1。

2006～2007 生长季，小麦于 2006 年 11 月 12 日播种，2007 年 5 月 27 日收割。2007～2008 生长季，小麦于 2007 年 11 月 21 日播种，2008 年 5 月 31 日收割。施肥管理包括一次基肥施用和一次追肥施用。各处理施肥用量相同：尿素 300 kg hm^{-2}，其中，基肥施用量为设计施氮量的 60%，追肥施氮量均为设计施氮量的 40%。磷肥和钾肥作为基肥一次性施入，用量为：过磷酸钙 450 kg hm^{-2}，氯化钾 225 kg hm^{-2}。两季小麦品种均为“镇麦 5 号”。

表 1 麦季各处理追肥方案

Table 1 Scheme of the experiment for topdressing for wheat

试验方案 Treatment	施肥时间 Fertilization time (yyyy-mm-dd)	
	2007 年 Year2007	2008 年 Year2008
雨前追肥 Topdressing before rain	2007-03-17 (降雨前 6 天) 6 days before rain	2008-03-10 (降雨前 3 天) 3 days before rain
雨时追肥 Topdressing during rain	2007-03-22 (降雨前 1 天) 1 day before rain	2008-03-12 (降雨前 1 天) 1 day before rain
雨后追肥 Topdressing after rain	2007-03-28 (降雨后 5 天) 5 days after rain	2008-03-16 (降雨后 3 天) 3 days after rain

1.2 样品采集与测定

麦季 N_2O 排放采用静态箱法测定，静态箱底面积为 0.5 m×0.5 m，箱高 1 m。各小区内埋有采样箱底座，采样时加水注入底座以密封，小麦生长季一般每周采样 1 次，施肥、降雨期间约 2~3 d 采样 1 次。采样时间为上午 9:00~11:00。各采样点每次采 4 个样，间隔 15 min 采 1 个样。采样的同时，测定气温和箱温，采集 0~10 cm 的表层土，于 105℃下烘干至恒重，测定土壤水分。用 2 mol L^{-1} 氯化钾提取新鲜土样的矿质氮（NH_4^+-N，NO_3^--N），土水比 1:5，然后用 Skalar 流动分析仪测定。小麦收获时，测定各小区产量。

用带 ECD 检测器的气相色谱（岛津 GC-12B）测定样品 N_2O 浓度，柱温 65℃，检测器

温度为 300℃。以 95%氩气+5%甲烷作为载气，流速 40 ml min^{-1}。N_2O 标准气体由日本国立农业环境技术研究所提供。根据 N_2O 浓度与时间关系曲线计算 N_2O 排放通量。N_2O 排放通量用每次观测 3 个重复的平均值表示，N_2O 季节平均排放量则是将 3 个重复的每次观测值按时间间隔加权平均后再平均。处理间比较以 3 个重复的平均值进行方差分析。相关性分析用全部观测值进行直线回归相关分析。

1.3 数据分析

常规数据整理由 Excel2003 完成，方差分析、相关分析通过 SPSS（12.0）统计软件进行。

2 结果与分析

2.1 追肥时间对小麦拔节-成熟期 N_2O 排放的影响

由图 1 可见，2007 年雨前追肥与雨时追肥处理经历第一次降雨（17 mm）之后随即出现 N_2O 排放峰，两处理分别达到 219.5 和 219.0 μg m^{-2} h^{-1}。随着后期雨水的减少和土壤含水量的下降，两处理在第一次 N_2O 峰值出现后迅速下降，在出现一次较小回升过后 N_2O 排放继续下降并维持在较低水平，两处理 N_2O 排放通量均不超过 36.0 μg m^{-2} h^{-1}，直至小麦收割。对于雨后追肥处理来说，第一次降雨虽然也引发了 N_2O 排放峰的出现，但其强度显著低于雨前追肥与雨时追肥处理，仅为 87.7 μg m^{-2} h^{-1}。同样，随后也有一次 N_2O 排放回升，之后排放强度处于较低水平，且略低于雨前追肥与雨时追肥处理，不超过 12.5 μg m^{-2} h^{-1}。

表 2 小麦拔节–成熟期 N_2O 平均排放通量及小麦产量

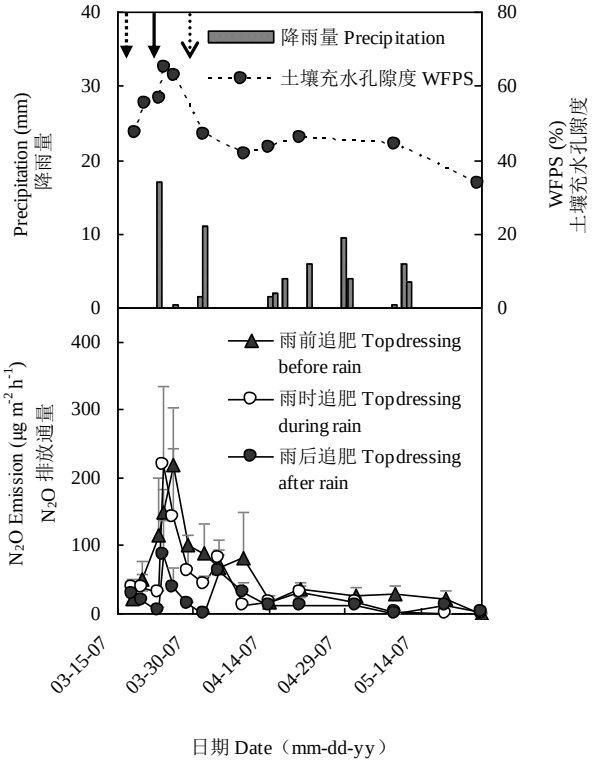
Table 2 Average N_2O fluxes during the wheat jointing-maturing period and wheat yield

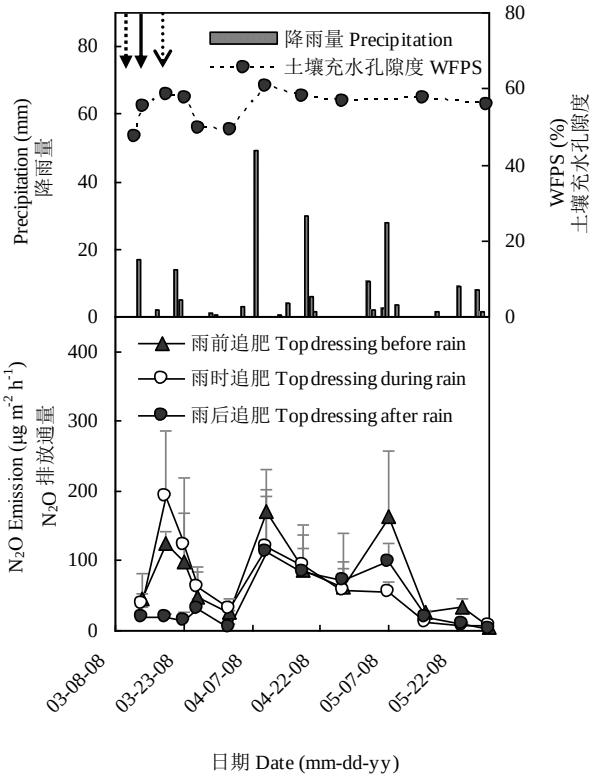
处理 Treatment	2007 年 Year2007		2008 年 Year2008	
	N_2O 平均排放通量 Average N_2O flux (μg m^{-2} h^{-1})	小麦产量 Wheat yield (t hm^{-2})	N_2O 平均排放通量 Average N_2O flux (μg m^{-2} h^{-1})	小麦产量 Wheat yield (t hm^{-2})
雨前追肥 Topdressing before rain	50.69±10.90a	6.84±0.67a	80.26±15.42a	5.10±0.59a
雨时追肥 Topdressing during rain	31.02±8.02b	6.89±0.88a	64.71±21.73a	4.67±0.62a
雨后追肥 Topdressing after rain	16.66±4.01c	7.02±0.05a	50.24±9.81b	4.81±0.58a

注：同一列中不同字母表示处理间方差分析达显著水平(p＜0.05) Note：Different letters in the same column mean significant difference at p <0.05

与 2007 年相比，2008 年小麦拔节-成熟期雨水显著增多。同样，雨前追肥与雨时追肥处理追肥过后的第一次降雨（17 mm）也导致了 N_2O 排放的迅速升高，并很快达到峰值，两处理分别为 125.5 和 193.1 μg m^{-2} h^{-1}。追肥约一个月后，出现了这一季小麦生长后期最大的一次降雨（49 mm），雨前追肥与雨时追肥处理再度出现 N_2O 排放峰，且与前一次排放强度相近，两处理分别为 170.5 和 119.6 μg m^{-2} h^{-1}。雨前追肥处理中，小麦收割前约一个月出现的一次较强降雨（28 mm）引发了又一次 N_2O 排放峰（164.7 μg m^{-2} h^{-1}），而在雨时追肥处理中没有观察到类似变化。对于雨后追肥处理而言，第一次降雨过后没有观测到 N_2O 排放峰，且其排放处于较低水平，仅为 20 μg m^{-2} h^{-1} 左右。直至经历了小麦生长后期最大的一次

降雨（49 mm）后，才出现显著的 N_2O 排放峰，其强度与其他两处理相当（113.3 μg m^{-2} h^{-1}）。小麦收割前约一个月出现的较大降雨（28 mm）导致了雨后追肥处理 N_2O 排放出现较小回升，之后迅速下降直至小麦收割为零。





注：“ ↓ ”表示雨前追肥；“↓”表示雨时追肥；“ ↓ ”表示雨后追肥。误差线代表同一处理 3 个重复间的标准差 Note: “↓” represents “topdressing before rain” ; “↓” represents “topdressing during rain”; “↓”

represents “topdressing after rain”. Error bars represent standard deviation among three replicates in each treatment

图 1 两年小麦拔节-成熟期 N_2O 排放、降雨量和土壤水分变化

Fig.1 Temporal variations of N_2O flux, precipitation and soil water content during the wheat jointing-maturing period in 2007 and 2008

从表 2 可以看出，与雨前追肥和雨时追肥相比，雨后追肥能够显著减少小麦拔节-成熟期 N_2O 排放通量。由于两年间降雨量和降雨分布的差异，两年间雨后追肥减少 N_2O 排放通量的程度不同。就整个小麦拔节-成熟期而言，2007 年雨后追肥 N_2O 排放通量与雨前追肥和雨时追肥相比，分别降低了 67% 和 46%，2008 年分别降低了 37%和 22%。

2.2 追肥时间对土壤矿质氮含量的影响

图 2 为各处理 2008 年小麦拔节-成熟期土壤速效氮含量的变化。由图 2 可知，各处理土壤在追肥前几乎检测不到铵态氮的存在，土壤硝态氮含量在 10 mg kg^{-1} 左右。雨前追肥和雨时追肥处理土壤铵态氮和硝态氮浓度的动态变化趋势基本一致。雨前追肥和雨时追肥处理追肥以后，由于尿素的水解作用，追肥迅速提高了土壤中铵态氮的含量，且雨前追肥处理铵态氮含量略高于雨时追肥处理。两处理土壤中铵态氮含量分别在追肥后的第 7 天和第 9 天达到最大值（65 mg kg^{-1} 左右），之后开始下降，直至小麦收获期为零。与土壤铵态氮相比，土壤中硝态氮含量自从追肥施入时起就开始持续上升，且雨前追肥处理下硝态氮含量要略高于雨时追肥处理。雨前追肥处理土壤硝态氮含量追肥后的第 23 天达到最高水平（40 mg kg^{-1}），之后开始下降。而雨时追肥处理土壤硝态氮含量首先在追肥后的第 21 天左右达到一次较高峰（33 mg kg^{-1}），之后短暂回落，追肥后的第 56 天又有一次攀升且达最高水平（44 mg kg^{-1}）。可见，本试验区域土壤硝化能力较强，施肥后 20 d 左右土壤硝化作用即能够达到较高水平。

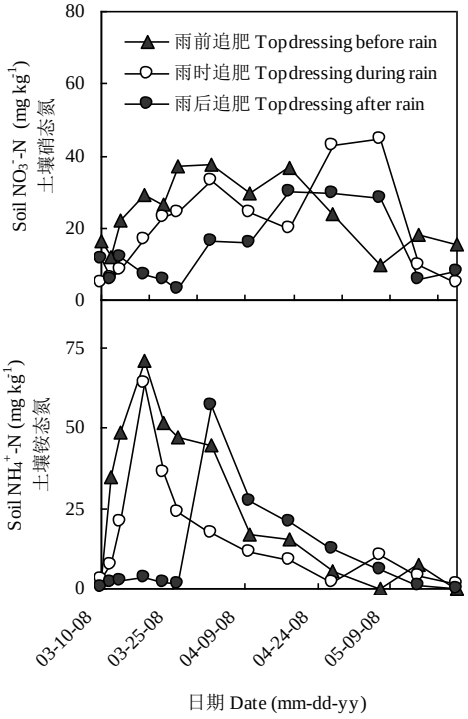


图 2 2008 年小麦拔节-成熟期土壤硝态氮和铵态氮含量变化

Fig.2 Temporal variation of soil NO_3^--N and NH_4^+-N content during the wheat jointing-maturing period in 2008

与雨前追肥和雨时追肥处理相比，雨后追肥处理对土壤矿质氮含量的增加上表现出明显的滞后现象。雨后追肥处理下，土壤中铵态氮直至追肥后的第 10 天才开始迅速上升，在追肥后的第 17 天达到最高峰（57.4 mg kg^{-1}）。同样，土壤中硝态氮也是在追肥后的第 10 天才开始上升，并在追肥后的第 33 天达最高峰（30.2 mg kg^{-1}）。雨后追肥处理土壤矿质氮与其他处理之间的差异在于：（1）相对于雨前追肥和雨时追肥，雨后追肥推迟了土壤矿质氮含量高峰出现的时间。本试验中，两者相差 14 天；（2）雨后追肥减少了土壤中矿质氮含量。从图 2 可以看出，由于雨后追肥在追肥时间上的推迟，显著减少了雨前追肥至雨后追肥期间土壤矿质氮含量，且其随后出现的土壤矿质氮含量高峰值与其他处理高峰值相比也有所降低。

2.3 土壤矿质氮和土壤含水量对 N_2O 排放的影响

相关分析表明，各处理 N_2O 排放与土壤硝态氮、铵态氮含量之间的相关性有所差异（表 3），仅雨时追肥处理和雨后追肥处 N_2O 排放与土壤铵态或硝态氮含量呈显著正相关。对比图 1 和图 2 不难发现，土壤 N_2O 排放并不完全因土壤矿质氮含量的升高而增加，还与期间的降雨量和降雨分布有关。小麦拔节-成熟期土壤水分含量在 47%～61%之间（图 1），相关分析结果表明，各处理 N_2O 排放均与土壤水分含量呈极显著相关（表 3）。

表 3 2008 年 N_2O 平均排放通量与土壤速效氮含量以及土壤含水量的相关分析

Table 3 Correlation coefficients between average N_2O fluxes and soil available N (NO_3^--N, NH_4^+-N) and soil water content in 2008

处理 Treatment	土壤硝态氮 Soil NO_3^--N	土壤铵态氮 Soil NH_4^+-N	土壤含水量 Soil water content
雨前追肥 Topdressing before rain	-0.145	-0.037	0.647**
雨时追肥 Topdressing during rain	0.086	0.790**	0.470**
雨后追肥 Topdressing after rain	0.713**	0.127	0.514**

注： **表示在 0.01 水平上的显著相关性 Note：**Indicated correlation is significant at the 0.01 level

3 讨 论

土壤中 N_2O 主要是通过微生物主导的硝化和反硝化过程产生，而硝化作用所需的好氧条件和反硝化作用所需的厌氧条件受到土壤水分含量的调控。Drury 等[15]发现，O_2 在水中的扩散速率较气相低 4 个数量级，土壤中水分含量的增加抑制了空气中的氧向土壤扩散，逐渐形成厌氧环境，有利于反硝化作用的进行。然而，过高的水分含量将促使 N_2O 在土壤中进一步还原成 N_2[16]。Qian 等[17]认为当土壤充水孔隙度低于 60%时，N_2O 是主要的反硝化产物，而当土壤充水孔隙度超过 70%时，反硝化产物中 80%～90%为 N_2。Linn 和 Doran 等[18]报道，当土壤充水孔隙度在 30%～70%之间时，好氧微生物活性和硝化速率均随着水分含量的上升而提高。本试验两季小麦生长拔节-成熟期内，土土壤充水孔隙度变化在 34%～65%之间，降雨增加了土壤水分含量，促进了硝化反应和反硝化反应的进行，导致 N_2O 生成量增加。相关分析表明，各处理 N_2O 排放通量与土壤水分含量呈显著正相关（$p<0.05$），这与前人研究结果一致[12]。除了上述作用，降雨还将通过以下几方面影响旱季土壤 N_2O 的产生与排放：（1）降雨增加土壤水分含量，在一定程度上促进了土壤有机质的矿化速率，增加其养分

有效性，从而增强包括参与硝化反硝化过程的微生物活性[19]。（2）降雨提高了土壤水分含量，有利于硝化反硝化底物 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的生成及其在土壤中的迁移[20]。本试验雨前追肥和雨时追肥处理中，降雨为尿素的水解提供了良好的环境，土壤中 NH_4^+-N 含量迅速上升，同时由于土壤的硝化作用，开始有大量 NO_3^--N 产生。而雨后追肥处理追肥初期由于土壤水分含量较低，尿素水解过程中并没有大量 NH_4^+-N 产生（图 2）。（3）降雨引发土壤由干到湿而后由湿到干，干湿交替频度的增加可以促进土壤硝化-反硝化作用的进行，降雨与旱地 N_2O 排放往往表现出明显的驱动-响应关系[21]。

土壤氮素含量是除水分之外影响土壤 N_2O 排放的另一重要因素。施用化学氮肥能明显促进土壤 N_2O 排放[22-23]，这是因为氮肥进入土壤后可以增加土壤氮素含量，为硝化反硝化过程提供底物 NO_3^--N 和 NH_4^+-N。Mulvaney 等[24]发现，NH_4^+-N 在 O_2 的供应受到限制时，可以促进反硝化作用，导致 N_2O 生成量增加；NO_3^--N 不仅可以促进反硝化速率，而且能够刺激 NO_3^--N 还原酶活性，增加 N_2O/N_2 比率[25]。Groot 等[26]研究证实，NO_3^-和 NH_4^+两种离子同时存在可促进 N_2O 的生成。大量研究表明[27-29]，有机肥或矿质氮肥的施用显著提高了土壤 N_2O 排放。然而，土壤中矿质氮含量与 N_2O 排放之间一般不存在显著相关关系。这是因为，较高的土壤氮素含量只是有利于 N_2O 产生的前提条件之一，如果缺乏适合的土壤水分条件也不会导致 N_2O 的大量产生。徐华等[30]报道，土壤水分状况是制约施肥后的棉花田土壤 N_2O 产生和排放的主要因素。Zheng 等[31]认为，土壤水分含量和平均气温是决定稻麦轮作系统 N_2O 季节变化的关键因素，而非肥料施用。本试验中，仅雨时追肥和雨后追肥处理发现与土壤矿质氮存在一定的相关关系，这是因为，只有当土壤水分处在适宜硝化反硝化发生水平期间，N_2O 排放通量的变化才受土壤水分之外的因素，如土壤矿质氮含量的影响。

在旱地耕作管理方式下，降雨引发的土壤干湿交替现象包括土壤由干到湿和由湿到干两个连续的过程。研究表明[11]，这两个过程均可产生 N_2O。本试验雨后追肥处理实施阶段处在土壤水分含量下降时期（图 1），因此，将追肥安排在降雨之后可有效避免土壤在由干到湿阶段因具有充足的氮素含量和合适的水分条件而产生大量 N_2O。此外，本研究中，雨后追肥处理土壤铵态氮含量和硝态氮含量最高值分别为 57.40 和 30.20 mg kg^{-1}，而雨前追肥和雨时追肥处理两者分别为 71.02 和 37.43 mg kg^{-1}、64.37 和 44.50 mg kg^{-1}。可见，雨后追肥也能在一定程度上降低尿素水解速率。这可能是因为雨后追肥避开了土壤水分的高峰期，较低的水分条件使得尿素水解速率低于常规的雨前追肥处理。综上所述，雨后追肥一方面有效避免了土壤水分较高时土壤氮素供应，另一方面在一定程度上减少了土壤矿质氮含量，这两个方面均减少了土壤 N_2O 排放。

农田水肥管理不仅是影响土壤温室气体排放的主要因素，也是增加作物产量的重要途径。因此，任何一项农田温室气体减排措施均需考虑其对作物生长状况和产量的影响。就本试验结果来看，与常规施肥措施（雨前追肥）相比，雨后追肥不会减少小麦产量（表 2）。这说明雨后 3~6 d 土壤能够提供肥效发挥所需的水分条件，从而保证小麦在拔节期的氮素需求。雨后趁墒追肥能够显著减少麦季后期土壤 N_2O 排放同时不影响小麦产量。

调控氮肥施用时间对于农田土壤 N_2O 减排具有重要实践意义，其关键在于调控施肥时间的可操作性。对于依赖自然降雨供应土壤水分的农田地区，降雨时间以及降雨量的不确定性在一定程度上限制了氮肥施用时间的可操作性。而对于依赖人工灌溉的农田地区，施肥与灌溉时间的可调控程度则相对较高。此外，由于降雨/灌溉后施肥避开了田间水分含量较高的时期，可能会在一定程度上减少氮素随水分通过侧渗、径流、入渗等途径运移的量[32]，而导致其通过氨挥发途径损失的比例增加。因此，有关调控施肥时间在灌溉农田地区的 N_2O 减排潜力，及其可能存在的农田氨挥发增加效应有待进一步研究。

4 结　论

追肥时间在降雨前或后显著影响麦季拔节成熟期 N_2O 排放。雨后追肥一方面有效避免了土壤水分较高时土壤氮素供应，另一方面在一定程度上减少了土壤矿质氮含量。与雨前追肥和雨时追肥相比，雨后追肥小麦拔节-成熟期 N_2O 排放量分别减少 37%~67% 和 22%~46%，同时不减少小麦产量。

参 考 文 献

[1]FAO. Summary of world food and agricultural statistics 2009. http://www.fao.org/fileadmin/templates/ess/documents/publications_studies/publications/sumfas_en_web_2009.pdf

[2]中国农业年鉴编辑委员会. 中国农业年鉴(2009). 北京: 中国农业出版社, 2009. Editorial Committee of Agriculture Year Book of China. China agriculture yearbook (2009) (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2009

[3]Cruzten P J. The influence of nitrogen oxide on the atmospheric ozone content. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 1970, 96: 320-325

[4]Moiser A, Kroeze C, Nevison C, et al. Closing the global N_2O budge: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1998, 52: 225-248

[5]卢燕宇, 黄耀, 张稳, 等. 基于 GIS 技术的 1991-2000 年中国农田化肥氮源一氧化二氮直接排放量估计. 应用生态学报, 2007, 18(7): 1 539-1 545. Lu Y Y, Huang Y, Zhang W, et al. Estimation of chemical fertilizer N-induced direct N_2O emission from China agricultural fields in 1991-2000 based on GIS technology (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(7): 1 539-1 545

[6]Xu H, Xing G X, Cai Z C, et al. Nitrous oxide emissions from there rice paddy fields in China. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1997, 49: 23-28

[7]赵维, 蔡祖聪. 氮肥品种对亚热带土壤 N_2O 排放的影响. 土壤学报, 2009, 46(2): 248-254. Zhao W, Cai Z C. Effects of N fertilizers on N_2O emissions from subtropical soils in China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(2): 248-254

[8]马静. 秸秆还田和氮肥施用对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响. 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2008. Ma J. Effect of straw and nitrogen fertilizer application on CH_4 and N_2O emission from rice fields (In Chinese). Nanjing: Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, 2008

[9]朱兆良, 张绍林, 徐银华. 种稻下氮素的气态损失与氮肥品种及施用方法的关系. 土壤, 1987, 19(1): 5-12. Zhu Z L, Zhang S L, Xu Y H. Gaseous loss of nitrogen and its relationship to fertilizers and fertilization approach in paddy soil (In Chinese). Soils, 1987, 19(1): 5-12

[10]丁洪, 蔡贵信, 王跃思, 等. 玉米–潮土系统中氮肥硝化反硝化损失与 N_2O 排放. 中国农业科学, 2001, 34(4): 416-421. Ding H, Cai G X, Wang Y S, et al. Nitrification-denitrification losses of nitrogen fertilizer and N_2O emission from maize-chao soil system in North China Plain (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2001, 34(4): 416-421

[11]梁东丽, 同延安, Emteryd O, 等. 干湿交替对旱地土壤 N_2O 气态损失的影响. 干旱地区农业研究, 2002, 20(2): 28-31. Liang D L, Tong Y A, Emteryd O, et al. The effects of wetting and drying cycles on N_2O emission in dryland (In Chinese). Agricultural Research in the Arid Areas, 2002, 20(2): 28-31

[12]马静, 徐华, 蔡祖聪, 等. 稻季施肥管理措施对后续麦季 N_2O 排放的影响. 土壤, 2006, 38(6): 687-691. Ma J, Xu H, Cai Z C, et al. Effect of fertilizer application in rice-growing season on N_2O emissions from following wheat–growing season (In Chinese). Soils, 2006, 38(6): 687-691

[13]梁东丽, 同延安, Emteryd O, 等. 灌溉和降水对旱地土壤 N_2O 气态损失的影响. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(3): 298-302. Liang D L, Tong Y A, Emteryd O, et al. Effect of irrigation and rainfall on the N_2O losses in dryland (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2002, 8(3): 298-302

[14]陈卫卫, 王毅勇, 赵志春, 等. 三江平原春小麦农田生态系统氧化亚氮通量特征. 应用生态学报, 2007, l8(l2) : 2 777-2 782. Chen W W, Wang Y Y, Zhao Z C, et al. Characteristics of nitrous oxide flux in spring wheat field ecosystem in Sanjiang Plain of Northeast China (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, l8(l2) : 2 777-2 782

[15]Drury C F, McKennev D J, Findlay W I. Nitric oxide and nitrous oxide production from soil: Water and oxygen effects. Soil Science

Society of America Journal, 1992, 56: 766-770

[16]Freney J R, Denmead O T, Simpson J R. Soil as a source or sink for atmospheric nitrous oxide. Nature, 1978, 273: 530-532

[17]Qian J H, Doran J W, Weier K L, et al. Soil denitrification and nitrous oxide losses under corn irrigated with high-nitrate groundwater. Journal of Environmental Quality, 1997, 26(2): 348-260

[18]Linn D M, Doran J W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. Soil Science Society of America Journal, 1984, 48: 1 267-1 272

[19]Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56: 95-102

[20]Batijes N H, Bridges E M. World Inventory of soil emission. No.92/4. Working Paper and Preprint. 1992: 11-79

[21]徐文彬, 刘广深, 刘维屏. 降雨和土壤湿度对贵州旱田土壤 N_2O 释放的影响. 应用生态学报, 2002, 13(1): 67-70. Xu W B, Liu G S, Liu W P. Effects of precipitation and soil moisture on N_2O emissions from upland soils in Guizhou (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(1): 67-70

[22]Dobbie K E, Mctaggart I P, Smith K A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Vailations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. Journal of Geophysical Research, 1999, 104(D21): 26 89l-26 899

[23]候爱新, 陈冠雄, Cleemput O V. 不同种类氮肥对土壤释放 N_2O 的影响. 应用生态学报, 1998, 9(2): 176-180. Hou A X, Chen G X, Cleemput O V. Effect of different nitrogen fertilizers on N_2O emission from soil (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 1998, 9(2): 176-180

[24]Mulvaney R I, Khan S A, Mulvaney C S. Nitrogen fertilizers promote denitrification. Biology and Fertility of Soils, 1997, 24: 211-220

[25]Knowles R, Blackburn T H. Isotopic techniques in plant, soil and aquatic biology. San Diego: Academic Press, 1993: 181-208

[26]Groot C J D, Vermoesen A, Cleemput O V. Laboratory study of the emission of N_2O and CH_4 from a calcareous soil. Soil Science, l994, 158: 355-364

[27]Byrnes B H. Environmental effects of N fertilizer use an overview. Fertilizer Research, 1990, 26: 209-215

[28]Erichnen M J. Nitrous oxide emissions from fertilized soil: Summary of available data. Journal of Environmental Quality, 1990, 19(4): 272-280

[29]Mosier A R, Schimel D S. Influence of agricultural nitrogen on atmospheric methane and nitrous oxide. Chemistry and Industry, 1991, 23: 874-877

[30]徐华, 邢光熹, 蔡祖聪, 等. 土壤质地对小麦和棉花田 N_2O 排放的影响. 农业环境保护, 2000, 19(1): 1-3. Xu H, Xing G X, Cai Z C, et al. Effect of soil texture on N_2O emissions from winter wheat and cotton fields (In Chinese). Agro-Environmental Protection, 2000, 19(1): 1-3

[31]Zheng X H, Wang M X, Wang Y S, et al. Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: A case study on the rice-based agro-ecosystem in southeast China. Chemosphere-Global Change Science, 2000, 2: 207-224

[32]张承先, 武雪萍, 吴会军, 等. 不同土壤水分条件下华北冬小麦基施不同氮肥的氨挥发研究. 中国土壤与肥料, 2008(5): 28-32. Zhang C X, Wu X P, Wu H J, et al. Research on the relationship of ammonia volatilization rate and fertilizer type with irrigation treatments for winter wheat in North China (In Chinese). Soils and Fertilizers Sciences in China, 2008(5): 28-32

Nitrous Oxide Emissions from Wheat Field at Wheat Jointing-Maturing Stage as Affected by Timing of Topdressing

Ma Erdeng[1,2] Ma Jing[1] Xu Hua[1†] Cai Zucong[1] Yagi Kazuyuki[3]

（1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*）

(2 *Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*)

(3 *National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba* 305, *Japan*)

Abstract To study effect of timing of topdressing on N_2O emission from wheat fields during the period from the jointing stage till the maturing stage of wheat, a field experiment was conducted to have three topdressing schedules (topdressing before rain, topdressing during rain and topdressing after rain) in jointing-maturing stage of wheat from 2007 to 2008. Results show that N_2O emission was 37%~67% and 22%~46% less in fields topdressed after rain, than in fields topdressed before rain and during rain, respectively. No significant difference was observed between the treatments in wheat grain yield ($p>0.05$). Soil water content was the key factor affecting N_2O emission during that wheat growing season. Topdressing after rain when soil was wet is an appropriate topdressing method, which may decrease N_2O emission significantly in the wheat-growing season with no adverse effect on wheat yield.

Key words Topdressing timing; Soil water content; N_2O emission; Wheat yield