

# 水分管理影响稻田氧化亚氮排放研究进展<sup>①</sup>

李香兰<sup>1,2</sup>, 徐 华<sup>1\*</sup>, 蔡祖聪<sup>1</sup>

(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)

**摘要:** 稻田作为大气中N<sub>2</sub>O的重要来源而倍受关注。硝化反硝化是土壤中N<sub>2</sub>O生成的两个主要的微生物过程, 水分管理是影响稻田土壤N<sub>2</sub>O产生排放的重要因素之一。本文综述了水稻生长期和非水稻生长期水分管理对N<sub>2</sub>O排放的季节变化、N<sub>2</sub>O产生和排放途径、N<sub>2</sub>O-N排放系数以及与N<sub>2</sub>O产生排放过程相关的土壤N素形态、浓度和土壤酶活性的影响, 并提出了有待研究的问题。

**关键词:** 水稻生长期; 非水稻生长期; 水分管理; 氧化亚氮; 稻田

**中图分类号:** X511

氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)是一种受人类活动影响的重要的温室气体, 还是导致平流层臭氧层(O<sub>3</sub>)破坏的光化学反应的主要参与者。据统计, 大气N<sub>2</sub>O浓度增加1倍, 平流层臭氧浓度将随之减少10%, 到达地表的紫外辐射增加20%, 从而导致人类皮肤癌等疾病和其他健康问题<sup>[1]</sup>。硝化和反硝化是土壤中N<sub>2</sub>O生成的两个主要的微生物过程, 稻田土壤作为大气中N<sub>2</sub>O的重要来源而受到国内外的普遍关注<sup>[2-3]</sup>。

随着我国人口剧增和农业用地锐减, 人们不惜加大N肥投入以保证粮食产量。毫无疑问, N肥的施入为稻田N<sub>2</sub>O产生排放提供了可能, 但这种可能能否成为现实很大程度上取决于土壤水分状况和水分变化频率<sup>[4-6]</sup>。据全年水分管理不同我国稻田大致分为3大类: 间隙灌溉水旱轮作稻田、持续淹水水旱轮作稻田及全年淹水稻田(冬水田)。冬水田作为我国西南山地丘陵地区广泛存在的独特农田生态系统, 其特点是春季播种水稻、9月水稻收割后蓄水保田直到次年5月再移栽水稻, 稻田全年持续淹水使N<sub>2</sub>O排放量较低。水稻生长期以前期淹水、中期烤田、后期干湿交替为特征的间隙灌溉模式日趋成为我国及其他水稻种植国家主要的稻田水分管理措施, 它原本主要为了减轻持续淹水造成的极端还原条件对水稻生长的不良影响和控制分蘖数。近年来大量研究发现, 烤田相对于持续淹水极大促进N<sub>2</sub>O排放<sup>[4-8]</sup>。

土壤中产生N<sub>2</sub>O的硝化反硝化作用是微生物学过程, 因此一切影响微生物活动的土壤环境因子都将影

响N<sub>2</sub>O产生和排放。与土壤氧化还原状态密切相关的土壤水分影响硝化反硝化强弱, 与硝化反硝化过程有关的N素形态、浓度以及土壤酶活性受土壤水分状况的影响, 稻田土壤水分还影响N<sub>2</sub>O排放的季节变化、N<sub>2</sub>O产生和排放途径等。反硝化还原酶活性还可能受土壤水分历史的影响<sup>[9]</sup>, 非水稻生长期水分管理对水稻生长期N<sub>2</sub>O排放的影响值得探讨。本文试图在前人研究的基础上, 综合评述水稻生长期和非水稻生长期水分管理对稻田N<sub>2</sub>O排放季节变化、N<sub>2</sub>O产生途径、N<sub>2</sub>O排放途径和N<sub>2</sub>O-N排放系数以及与N<sub>2</sub>O产生排放过程有关的N素形态、浓度和土壤酶活性的影响, 旨在为拟定合理的稻田水分管理措施提供理论基础。

## 1 水稻生长期水分管理影响稻田N<sub>2</sub>O产生排放

20世纪50年代, 我国稻田水稻生长期主要水分管理方式是持续淹水; 进入20世纪80年代后, 水稻生长中期排水烤田因有效提高水稻产量而被农民广为接受。随着节水意识的提高和管理技术的发展, 前期淹水、中期烤田(通常7~10天)、后期干湿交替(每周灌溉1次、期间土面出现落干状态)至水稻收获, 成为一项值得推广的稻田水分管理措施, 特别在种植面积较大而缺水较为严重的华北平原<sup>[10]</sup>。烤田增加土壤通透性, 为土壤提供大量的O<sub>2</sub>, 有利于硝化反硝化反应同时进行, 促进N<sub>2</sub>O产生排放; 淹水使土壤处于极端还原状态使生成的N<sub>2</sub>O进一步还原为N<sub>2</sub>, 抑制N<sub>2</sub>O产生排放。土壤最大田间持水量WHC(water

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40621001和40671094)资助。

\* 通讯作者(hxu@issas.ac.cn)

作者简介: 李香兰(1980—), 女, 山东莱芜人, 博士研究生, 主要从事农田生态系统温室气体排放及其减排对策研究。E-mail: xlli@issas.ac.cn

holding capacity) 和土壤空隙含水率WFPS (water-filled pore space) 常被用来表征土壤水分状况<sup>[11-12]</sup>。虽然WHC和WFPS表示同一土壤含水量不是等同的, 但二者可以相互转化且结果是非常接近的。研究发现, 稻田生态系统N<sub>2</sub>O最大排放量一般发生在土壤湿度为90%~100% WHC或77%~86% WFPS之间<sup>[13]</sup>。

土壤含水量影响土壤的通气状况和氧化还原状态, 并通过影响NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N在土壤中的分布和浓度、土壤酶、硝化反硝化微生物活性来影响土壤硝化和反硝化作用, 进而影响土壤N<sub>2</sub>O产生排放。土壤水分含量还影响硝化反硝化过程对N<sub>2</sub>O产生排放的贡献率、N<sub>2</sub>O排放途径及N<sub>2</sub>O-N排放系数等。

### 1.1 土壤水分对稻季N<sub>2</sub>O排放季节变化的影响

关于水稻生长期土壤水分对N<sub>2</sub>O排放季节变化的影响, 前人已做过大量研究<sup>[6,7,14]</sup>。结果表明, 水稻田几乎所有的N<sub>2</sub>O排放皆发生在土面落干期及随后短暂的复水期; 长期淹水条件下, 硝化过程受到极大限制、反硝化过程以生成N<sub>2</sub>为主, N<sub>2</sub>O排放极少。徐华等<sup>[4]</sup>通过田间试验研究土壤水分对稻田N<sub>2</sub>O排放的影响, 发现各处理在持续淹水、烤田及干湿交替阶段的N<sub>2</sub>O平均排放通量分别为1.02、47.99和23.87 μg/(m<sup>2</sup>·h)。烤田及干湿交替明显增加了稻田N<sub>2</sub>O排放量, 相对于持续淹水, 烤田及干湿交替使各处理平均N<sub>2</sub>O排放通量分别增加47和23倍。李香兰等<sup>[15]</sup>同样发现, 水稻移栽后烤田开始前土壤持续淹水, 尽管占总施N量80%的N肥在此期间施入, 稻田N<sub>2</sub>O排放通量一直维持在较低水平; N<sub>2</sub>O排放峰值出现在水分剧烈变化的烤田及随后复水期且在此期间N<sub>2</sub>O排放量占水稻生长期N<sub>2</sub>O排放总量的70%~94%, 说明水稻生长期稻田土壤N<sub>2</sub>O排放通量主要受土壤水分状况的影响。

当土壤水分既适合硝化反应又有利于反硝化作用进行时, N<sub>2</sub>O出现最大排放量。稻田N<sub>2</sub>O产生的最适含水量受土壤质地、土壤类型和轮作制度的影响。Zheng等<sup>[16]</sup>通过田间试验及实验室模拟试验研究土壤水分对我国东南部稻田土壤(黏壤土) N<sub>2</sub>O排放的影响, 结果表明稻田生态系统N<sub>2</sub>O最大排放量出现在(110%±5%) WHC或(99%±9%) WFPS时; 稻麦轮作生态系统土壤水分低于105% WHC时, N<sub>2</sub>O排放量随土壤水分含量增加而增大; 当土壤水分含量高于115% WHC时, N<sub>2</sub>O排放量随土壤水分含量增加而减小; 施肥后伴随烤田加剧土壤中N<sub>2</sub>O排放, N<sub>2</sub>O排放量与无水层天数成正比, 与水层深度成反比。封克等<sup>[17]</sup>指出, 土壤水分含量为45%~75% WFPS时, 硝化细菌和反硝化细菌都可能成为N<sub>2</sub>O的主要制造者, 硝化和反硝化共同作用产生较多的N<sub>2</sub>O, 但没有指明具体

土壤类型。草地和森林土壤N<sub>2</sub>O排放的最佳水分含量不同于水稻土。Davidson等<sup>[18]</sup>研究发现, 草地和森林土壤最大N<sub>2</sub>O排放量出现在土壤水分含量为75% WFPS时。

蔡祖聪等<sup>[6]</sup>通过室内培养试验研究我国锡山(一年两熟稻-麦轮作、一水一早)和鹰潭(一年两熟水稻、常年淹水)稻田土壤水分变化(27%~95% WHC)对N<sub>2</sub>O排放量的影响, 结果表明水稻土排放的N<sub>2</sub>O随土壤水分含量的增加而降低, 锡山和鹰潭两处水稻土平均N<sub>2</sub>O排放量分别为1.24 ng/g±0.48 ng/g和2.13 ng/g±0.67 ng/g; 一水一早的稻-麦轮作稻田土壤水分含量与N<sub>2</sub>O排放量之间的关系可以用抛物线方程拟合(R<sup>2</sup>=0.6799, p<0.01), 水分含量为(27%±1.4%) WHC时N<sub>2</sub>O排放量显著高于其他土壤水分含量, 但进一步提高水分含量并未显著降低N<sub>2</sub>O排放量; 而一年两熟常年淹水的稻田土壤N<sub>2</sub>O排放量随着水分含量的增加而呈指数下降(R<sup>2</sup>=0.8815, p<0.01)。Zheng等<sup>[16]</sup>发现稻田生态系统N<sub>2</sub>O排放量与土壤水分之间也可以用经验指数函数模拟。由此可见, 不同耕作制度稻田土壤的N<sub>2</sub>O排放量随土壤水分的变化而变化, 但对土壤水分含量的相应曲线不同。

### 1.2 土壤水分对麦季N<sub>2</sub>O排放季节变化的影响

稻麦轮作是我国主要的作物种植形式, 2001年我国水稻和小麦产量占世界总产量的40%和35%<sup>[19]</sup>。麦季N<sub>2</sub>O排放受水分管理的影响同样值得注意。与稻季N<sub>2</sub>O排放不同的是, 小麦生长期N<sub>2</sub>O排放集中在播种-返青阶段, 两次主要N<sub>2</sub>O排放峰值均出现在施肥后伴随雨、雪等降水时<sup>[20-21]</sup>。江长胜等<sup>[22]</sup>发现, 麦季N<sub>2</sub>O排放量低于稻季且小麦追肥后伴随雪、雨等降水时往往出现N<sub>2</sub>O排放峰值。即N肥的施入虽然为N<sub>2</sub>O的产生提供了丰富的基质, 但是, 如果缺少合适的水分条件也不会引起麦季土壤N<sub>2</sub>O的大量排放, 在施肥伴随降雨过后2~3天才出现N<sub>2</sub>O的排放峰值。调整N肥施入时间至降水后, 可一定程度上减少麦季N<sub>2</sub>O排放量但同时增大氨挥发的潜在可能。降水前不同时间施入N肥同样影响麦季N<sub>2</sub>O排放及氨挥发, 对减缓温室气体排放及提高N肥利用率意义重大, 值得进一步研究。

### 1.3 土壤水分对土壤N素形态及浓度的影响

土壤水分通过影响溶质迁移影响NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度的分布<sup>[23]</sup>。一般而言, 水分含量增加导致土壤通气性变差, 土壤中大量存在的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N为反硝化反应进行提供更多底物, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度呈递减趋势减弱硝化过程。当土壤水分含量既能促进硝化作用也能促进反硝化作用时, 土壤中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度较高, 会导致大量N<sub>2</sub>O生成与排放。稻田N肥的施入为N<sub>2</sub>O产

生排放提供丰富N源，稻田土壤中N素形态的转化是 $N_2O$ 产生的根本原因。

尿素是我国主要的N肥品种，到2001年我国尿素用量约2240万t，占N肥施用量的60%~66%<sup>[24]</sup>。尿素施入土壤后在土壤酶的作用下水解为 $NH_4^+-N$ 进而氧化为 $NO_2^- -N$ 和 $NO_3^- -N$ ，中间过程释放出 $N_2O$ 。稻季施N处理 $N_2O$ 排放量是不施N处理的 $3.7 \pm 1.5$ 倍， $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ 作为硝化反硝化反应的底物是影响稻田土壤 $N_2O$ 排放的另一重要因素<sup>[16]</sup>。受水分变化的影响，水稻生长期土壤中 $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ 浓度存在明显的季节变化<sup>[15]</sup>：烤田前淹水阶段 $NH_4^+-N$ 浓度较高，这为烤田开始后硝化反应产生 $N_2O$ 提供基础；随着烤田的进行，硝化作用旺盛， $NH_4^+-N$ 浓度逐渐降低，烤田结束时基本降为最低；烤田期间 $NO_3^- -N$ 含量较高，此时较高的 $NO_3^- -N$ 含量正是烤田期间土壤中硝化作用的结果，这为烤田结束后复水初期通过反硝化作用产生 $N_2O$ 提供N源；随着作物对N肥的吸收和土壤中硝化和反硝化反应的进行，水稻生长后期土壤中 $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ 含量较低。烤田期间土壤中 $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ 的大量存在是 $N_2O$ 集中排放的基础，为稻田土壤 $N_2O$ 排放主要集中在水分变化剧烈的干湿交替阶段一说提供理论依据，但干湿交替期 $N_2O$ 产生的主导过程有待确定。

郑循华等<sup>[13]</sup>研究发现，稻麦轮作系统旱地阶段 $N_2O$ 排放强烈时耕层土壤 $NO_3^- -N$ 含量明显高于排放弱的阶段；高于 $N_2O$   $0.1 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 的日平均排放通量与土壤 $NO_3^- -N$ 含量呈正相关，未发现与 $NH_4^+-N$ 的任何相关性。施N引起的土壤中大量存在的 $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ 源不足以引起稻麦轮作系统 $N_2O$ 排放的季节变化，土壤水分和土壤温度是较土壤N源更为重要的影响 $N_2O$ 季节变化的主要因素<sup>[16]</sup>。这可能因为土壤中 $N_2O$ 的产生排放是受土壤类型、N肥种类、耕作制度及水分管理等综合因素的影响，某一因素的影响水平只有在其他因素变化不大时才显示出来。

#### 1.4 土壤水分对土壤酶活性的影响

酶是一类具有专性催化作用的蛋白质。土壤中的一切生物化学反应，实际上都是在酶的参与下完成的，土壤酶的活性反映了土壤中进行的各种生物化学过程的强度和方向。土壤巾存在着参与土壤N循环各主要阶段的所有酶类，如：硝酸还原酶(nitrate reductase, NR)、亚硝酸还原酶(nitrite reductase, NiR)、羟胺还原酶(hydroxylamine reductase, HyR)及单胺氧化酶(monoamine oxidase, MAO)等。土壤有氧条件下，MAO能使 $NH_4^+-N$ 经由中间状态转化为 $NO_3^- -N$ ；嫌气条件下， $NO_3^- -N$ 或是还原成 $NH_4^+-N$ 或是生成 $N_2$ 及其氧

化物的过程中，相继参与作用的酶是与DNA结合的NR、NiR和HyR等。

研究发现，增加土壤含水量会使营养元素矿化速率和利用率提高，土壤微生物活性上升，耗氧量增加，土壤易形成厌氧区域，进而会影响有关微生物酶活性<sup>[25]</sup>。NR、NiR和HyR 3种还原酶活性受土壤水分的影响存在明显的季节变化<sup>[26]</sup>。当土壤含水量较低时，土壤中氧气充足，硝化细菌MAO活性较高，有利于硝化作用并最终产生 $NO_3^- -N$ ，却不利于硝化作用产生 $N_2O$ ；当土壤水分含量较高时，土壤中缺氧使MAO活性受到抑制， $N_2O$ 还原酶活性较高，有利于反硝化作用并最终产生 $N_2$ ，但不利于生成中间产物 $N_2O$ ；当土壤水分含量处于中等水平时，硝化作用和反硝化作用产生 $N_2O$ 的贡献几乎相当，并导致大量 $N_2O$ 生成排放。据侯爱新等<sup>[27]</sup>对稻田土壤水分含量变化的研究表明，土壤含水量较高的淹水期，由于淹水造成的厌氧环境使硝化细菌 $NH_4^+-N$  MAO受到抑制；氧化还原电位降至0 mv以下， $N_2O$ 还原酶活性较高，反硝化作用代谢产物以 $N_2$ 为主；土壤处于落干期，土壤中 $O_2$ 增多， $NH_4^+-N$  MAO活性抑制被解除， $N_2O$ 还原酶活性受到抑制，代谢产物中 $N_2O/N_2$  排放比例增大。此外，也有人认为反硝化速率与土壤含水量变化的历史有关，不管当时的水分状况如何，先前的土壤水分状况影响到还原酶的浓度和合成能力，从而影响反硝化过程<sup>[9]</sup>。

#### 1.5 土壤水分对 $N_2O$ 产生途径的影响

由于土壤本身的复杂性及利用方式的多样性，土壤中 $N_2O$ 是产生于硝化过程还是反硝化过程尚难确定；但众多研究表明土壤水分含量高低影响稻田硝化和反硝化过程对 $N_2O$ 产生排放的贡献率<sup>[4,7,14]</sup>。土壤含水量处于饱和含水量以下时，土壤环境呈好气状态，有利于硝化过程进行，硝化作用产生的 $N_2O$ 占其总排放量的61%~98%，并且 $N_2O$ 排放量随着土壤含水量的增大而增大；土壤含水量处于饱和含水量以上时，土壤环境呈嫌气状态，反硝化作用成为 $N_2O$ 产生排放的主要来源，并随着土壤含水量的增加， $N_2O$ 可进一步还原为 $N_2$ ；高水分含量条件下， $N_2O$ 的产生排放并不与土壤水分含量成正比<sup>[13,28-29]</sup>。

无论土壤含水量高低，硝化和反硝化过程都会同时并存，只不过是哪一种占优势的问题。黄国宏等<sup>[28]</sup>通过田间原位观测土壤含水量对 $N_2O$ 产生途径的影响。不同土壤含水量情况下 $N_2O$ 排放不同，乙炔抑制技术证明播种前后气候干燥而土壤含水量较低的情况下， $N_2O$ 产生主要来自硝化过程，降雨后土壤含水量较高时 $N_2O$ 主要通过反硝化过程产生；而在中等含水量情况下，土壤微生物的硝化和反硝化作用产生的 $N_2O$ 大

约各占一半。硝化、反硝化过程中相关微生物的数量及其酶活性的变化对 $N_2O$ 排放量会产生较大影响<sup>[23]</sup>，史奕等<sup>[26]</sup>发现土壤中还原酶活性变化与土壤中反硝化强度密切相关，并指出旱地 $N_2O$ 产生途径可通过反硝化还原酶活性加以区分。

### 1.6 土壤水分对 $N_2O$ 排放途径的影响

稻田土壤水分状况不仅制约着 $O_2$ 供给状况，还影响水稻不同生长阶段 $N_2O$ 向大气传输过程，具体为：水稻成熟期以前，日平均气温、水温和潜水层土壤温度都在 $20^\circ C$ 以上，具备产生 $N_2O$ 的适宜温度， $N_2O$ 排放主要受田间水分状况和反应底物浓度控制；水稻成熟期， $N_2O$ 排放不受土壤水分而主要受温度的显著影响<sup>[3]</sup>。 $N_2O$ 气体在水分不饱和土壤中主要通过空隙内的气体介质扩散传输，其扩散系数比在饱和土壤中大 $2\sim 4$ 个数量级，从而使得水分不饱和土壤的 $N_2O$ 排放日变化主要取决于土壤 $N_2O$ 的产生过程，而在水分过饱和土壤中 $N_2O$ 排放主要取决于其扩散传输过程并受温度影响<sup>[3, 27]</sup>。 $N_2O$ 排放同时受土壤水层深度的影响。Jacinthe等<sup>[30]</sup>通过土柱试验研究水层深度对 $N_2O$ 的影响，试验证明 $10\text{ cm}$ 水层的 $N_2O$ 排放显著大于 $50\text{ cm}$ 水层的 $N_2O$ 排放量。

通过种与不种水稻的试验可以发现水稻幼苗为 $N_2O$ 从土体排入大气提供畅通通道<sup>[31]</sup>。Yu等<sup>[32]</sup>指出稻田土壤 $80\%$   $N_2O$ 排放通过水稻植株进行，但试验是在持续淹水条件下进行的。 $N_2O$ 产生排放主要集中在水分剧烈变化的落干及复水期，明确此时 $N_2O$ 排放途径对减少稻田 $N_2O$ 排放，缓解 $N_2O$ 引起的温室效应具有重要意义。Yan等<sup>[33]</sup>通过盆栽试验研究淹水及排干的水分条件对 $N_2O$ 排放途径的影响，结果表明淹水条件下 $87.3\%$   $N_2O$ 通过水稻植株排放；而排干条件下绝大部分 $N_2O$ 通过土壤表面（土气界面）排放，只有 $17.5\%$   $N_2O$ 通过水稻植株排入大气。Yan等<sup>[33]</sup>试验还发现，将水稻植株在 $2\text{ cm}$ 淹水层下切断并与切断水稻植株前相比，发现 $N_2O$ 排放量减少 $55.8\%$ ，而未切断水稻植株的 $N_2O$ 排放量在切断前后未发生变化；而将盆内淹水排干后切断水稻植株并与水稻生长完整处理的 $N_2O$ 排放量相比，发现切断水稻与否 $N_2O$ 排放量几乎相同，进一步证明了排干条件下 $N_2O$ 主要通过土壤表面排放，淹水条件下水稻植株是 $N_2O$ 排放的主要途径。水稻生长期不同水分管理条件对 $N_2O$ 排放途径的影响及机理值得进一步研究。

### 1.7 土壤水分对 $N_2O$ -N排放系数的影响

$N_2O$ -N排放系数是指 $N_2O$ -N排放量占施N量的比例，即施肥处理 $N_2O$ -N排放量减去不施肥处理 $N_2O$ -N排放量差值与施肥处理施N量的比值。 $N_2O$ -N排放系数

不仅反映出土壤中 $N_2O$ 产生排放能力，还能通过N肥用量估算农田 $N_2O$ 排放总量。IPCC<sup>[34]</sup>提出农田 $N_2O$ 排放系数为 $0.0125$ ，不施肥土壤 $N_2O$ 排放背景值为 $1\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ ，此值常用于编制国家排放清单的缺省值。据IPCC规定 $N_2O$ -N排放系数，农业部环境保护科研监测所研究表明 $1990$ 年我国农用N肥 $N_2O$ 排放量的范围值为 $N_2O\ 0.002\sim 1.90\text{ Tg}$ （ $1\text{ Tg}=10^{12}\text{ g}$ ），并预测到 $2020$ 年我国农用N肥 $N_2O$ 排放量将为 $1990$ 年的 $3.27\sim 5.32$ 倍<sup>[35]</sup>。

不同水分管理及利用方式下 $N_2O$ 排放量大为不同， $N_2O$ -N排放系数各有差异：稻田 $N_2O$ -N排放系数明显低于旱地土壤。Yan等<sup>[36]</sup>观测水稻生长期稻田土壤 $N_2O$ 排放系数为 $0.25\%$ ，但没有区分不同水分管理条件下 $N_2O$ 排放系数差异。Zou等<sup>[10]</sup>总结近年来关于中国稻田不同水分条件下 $N_2O$ 排放量的文献，通过OLS直线回归模型（ordinary least squares linear regression model）计算稻田 $N_2O$ -N排放系数。结果表明水稻生长期持续淹水、淹水-烤田-淹水、淹水-烤田-干湿交替3种灌溉模式下 $N_2O$ -N排放系数分别为 $0.02\%$ 、 $0.42\%$ 和 $0.73\%$ 。同时指出，我国稻田水稻生长期 $N_2O$ 排放量为 $29\text{ Gg/a}$ ，是我国农田 $N_2O$ 年排放总量的 $7\%\sim 11\%$ ；间隙灌溉条件下 $N_2O$ 排放量与N肥施入量呈正比，而持续淹水条件下二者不存在相关性。Akiyama等<sup>[37]</sup>用ML模型（maximum likelihood model）估算持续淹水稻田土壤 $N_2O$ 排放系数为 $0.22\%$ ，而经过中期烤田的稻田土壤 $N_2O$ 排放系数为 $0.37\%$ 。

水稻生长期干湿交替的间隙灌溉模式（相对于持续淹水） $N_2O$ 排放量较高， $N_2O$ -N排放系数较大，主要原因如下：首先，与持续淹水相比，干湿交替的间隙灌溉模式为硝化反硝化进行提供适合的环境；其次，水分管理影响与硝化反硝化作用密切相关的C、N化合物的存在形态及 $O_2$ 浓度；最后，间隙灌溉能提高作物根际生物活性及加快土壤有机C分解，为土壤微生物活动提供充足的C源和N源，从而促进 $N_2O$ 产生排放。其他研究表明，节水灌溉模式下稻田土壤覆膜并保持田间持水量， $N_2O$ 排放量占施N量的 $1.7\%$ ，明显高于常规灌溉，其中 $20\%\sim 53\%$ 的 $N_2O$ 排放是土壤背景排放引起的，而与施肥无关<sup>[38-39]</sup>。

基于 $N_2O$ 排放量与N肥施用量的相关关系，N肥的 $N_2O$ -N排放系数被广泛用于区域和全球农田 $N_2O$ 排放清单的编制。 $N_2O$ -N排放系数的不准确性对准确估算区域乃至全球农田 $N_2O$ 排放带来了困难<sup>[40]</sup>。减小排放系数的不确定性对提高农田 $N_2O$ 排放清单的精度具有重要意义。但由于施入稻田N肥用量的不确定性使得稻田土壤 $N_2O$ 排放总量无法通过 $N_2O$ -N排放系数得以估

算。

## 2 非水稻生长期水分管理影响N<sub>2</sub>O产生排放

除了水稻生长期水分管理强烈影响N<sub>2</sub>O排放量外，非水稻生长期水分管理措施特别是不同轮作制度下的土壤水分状况同样影响稻田N<sub>2</sub>O产生排放。非水稻生长期土壤因处淹水环境而呈还原状态时，N<sub>2</sub>O排放量较低，目前关于非水稻生长期水分管理对稻田N<sub>2</sub>O排放的影响报道较少。马秀梅等<sup>[41]</sup>对我国西南地区川中丘陵地带冬水田休闲期温室气体排放进行原位观测研究，发现冬水田休闲期N<sub>2</sub>O排放通量很小或出现负值，平均为0.01 μg/(m<sup>2</sup>·h)。究其原因，冬水田休闲期土壤硝化作用受到极大抑制，土壤N<sub>2</sub>O产生主要来自反硝化细菌参与下的反硝化作用，但反硝化作用产生的N<sub>2</sub>O在淹水造成的厌氧环境中可进而还原为N<sub>2</sub>；加上冬水田水层对N<sub>2</sub>O向大气扩散的阻隔及其对N<sub>2</sub>O少量溶解，使N<sub>2</sub>O排放量降低。Xing等<sup>[42]</sup>通过盆栽试验研究土壤水分条件和轮作制度对N<sub>2</sub>O排放的影响，发现单季稻-小麦轮作处理和早晚双季稻-小麦轮作处理N<sub>2</sub>O年排放量是单季稻-冬季淹水处理的2.79~3.07倍，且由旱作小麦转化为水作水稻时出现大量N<sub>2</sub>O产生排放；非水稻生长期土壤水分含量越低，后作稻季N<sub>2</sub>O排放量越高；受早稻淹水条件的影响，双季稻-小麦轮作处理晚稻生长期期间N<sub>2</sub>O排放量显著低于早稻生长期期间N<sub>2</sub>O排放量，说明前作土壤水分状况影响后作稻季N<sub>2</sub>O产生排放。

## 3 总结及研究展望

### 3.1 总结

我国是世界上最重要的水稻产地，水稻产量是世界水稻总量的30%；水稻种植面积占我国耕地面积的23%和世界水稻总种植面积的20%，其中93%为人工灌溉稻田，5%为雨水灌溉低洼稻田，2%为旱地稻田<sup>[43-44]</sup>。水分状况不仅影响稻田土壤中N<sub>2</sub>O的生成量，也极大地影响着N<sub>2</sub>O向大气传输。水稻生长期烤田增加土壤通透性，明显促进N<sub>2</sub>O排放，稻田N<sub>2</sub>O排放主要集中在水分变化剧烈的烤田及随后复水期，水分管理是影响稻田N<sub>2</sub>O排放季节变化的主要因素。对稻季而言，N<sub>2</sub>O排放峰值出现在土壤由湿变干的烤田期间；对麦季而言，N<sub>2</sub>O排放集中在由于变湿的降水后。土壤中施入的N肥为硝化反硝化进行提供基础，NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度以及与生物化学反应有关的土壤酶活性的季节变化跟土壤水分状况息息相关。土壤含水量为饱和含水量以下有利于硝化作用进行，N<sub>2</sub>O主要通过土壤空隙的气体介质传输且N<sub>2</sub>O排放速率取决于

N<sub>2</sub>O产生过程；饱和含水量以上时，N<sub>2</sub>O主要通过水稻植株传输且排放速率取决于N<sub>2</sub>O扩散传输过程。

### 3.2 研究展望

常规水分管理方式下，最具潜力的减缓稻田N<sub>2</sub>O排放的措施应着眼于减少烤田及复水期、后期干湿交替阶段的N<sub>2</sub>O排放，避免干湿交替过程则可能从根本上减少稻田N<sub>2</sub>O排放。但遗憾的是，长期淹水可能导致另一种重要的温室气体CH<sub>4</sub>排放量的增加，因此综合考虑水分状况对两种温室气体排放的影响是优化稻田水分管理措施的前提。

水稻移栽后、中期烤田前，土壤持续淹水，N<sub>2</sub>O产生排放受到极大抑制，且淹水时间越长，N<sub>2</sub>O排放量越低，推迟追肥后烤田开始时间可能极大降低N<sub>2</sub>O排放量。水稻生长后期农民通常每周灌水一次、期间出现土面落干时接着灌水，不同干湿交替频度影响土壤通透性，进而影响水稻生长后期N<sub>2</sub>O产生排放。水稻生长后期干湿频度模式对N<sub>2</sub>O排放影响如何，笔者未见此类报道。对麦季而言，在提前获知天气信息的情况下，调整追肥与降水先后及时间间隔对N<sub>2</sub>O排放的影响值得探讨。

在缺水较为严重的华北平原，稻田不饱和土壤覆膜或覆草的水分管理措施可节省大量水资源。研究表明，覆膜或覆草后的稻田耗水量仅为持续淹水稻田的1/3，并且节水灌溉模式对产量几乎无影响且有效降低稻田温室气体排放<sup>[45-46]</sup>。Christine等<sup>[39]</sup>指出与传统水分管理的相比，稻田覆膜或覆草能节省50%~70%的水源，水稻产量降低8%，但仍略高于FAO<sup>[47]</sup>估算的我国低灌田6.2 t/hm<sup>2</sup>的水稻产量，对综合温室效应无影响。节水灌溉模式对稻田温室气体排放及产量的影响需要进一步研究。

### 参考文献：

- [1] Cruzen PJ. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen including nitrous oxide // Delwiche CC. Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide. New York: Wiley, 1991: 17-44
- [2] IPCC. Climate Change: IPCC WGI third Assessment Report. New York: Cambridge University Press, 2000
- [3] 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 上官行健, Kogge M, Heyer J, Papen H. 华东稻田N<sub>2</sub>O和CH<sub>4</sub>排放. 大气科学, 1997, 21(2): 231-237
- [4] 徐华, 刑光熹, 蔡祖聪, 鹤田治雄. 土壤水分状况和氮肥施用及品种对稻田N<sub>2</sub>O排放的影响. 应用生态学报, 1999, 10(2): 186-188
- [5] Cai ZC, Xing GX, Yan XY, Xu H, Tsuruta H, Yagi K, Minami K.

- Methane and nitrous oxide from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. *Plant and Soil*, 1997, 196(1): 7-14
- [6] 蔡祖聪, Mosier AR. 土壤水分状况对CH<sub>4</sub>氧化, N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>排放的影响. *土壤*, 1999, 31(6): 289-298
- [7] Xu H, Xing GX, Cai ZC and Tsuruta H. Nitrous oxide emissions from three rice paddy fields in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49: 23-28
- [8] Towprayoon S, Smakgahn K, Poonkaew S. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. *Chemosphere*, 2005, 59: 1547-1556
- [9] Dendooven L, Duchateau L, Anderson JM. Gaseous products of denitrification process as affected by the antecedent water regime of the soil. *Soil Biol. Biochem.*, 1996, 28: 239-245
- [10] Zou JW, Huang Y, Zheng XH, Wang YS. Quantifying direct N<sub>2</sub>O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China: Dependence on water regime. *Atmospheric Environment*, 2007, 41: 8030-8042
- [11] Batjes NH, Bridges EM. World inventory of soil emissions. No. 92/4. Working Paper and Preprint, 1992: 11-79
- [12] Williams EJ, Hutchinson GL, Fehsenfeld FC. NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from soil. *Global Biogeochemical Cycles*, 1992, 6(4): 351-388
- [13] 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 龚宴邦, 骆冬梅, 张文, 金继生, 李老土. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对N<sub>2</sub>O产生与排放的影响. *应用生态学报*, 1996, 7(3): 273-279
- [14] Granli T, Bockman OC. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agri. Sci. Supplement*, 1994, 12: 34-40
- [15] 李香兰, 徐华, 曹金留, 蔡祖聪, 八木一行. 水分管理对水稻生长期N<sub>2</sub>O排放的影响. *土壤*, 2006, 38(6): 703-707
- [16] Zheng XH, Wang MX, Wang YS, Shen RX, Guo J, Li J, Jin JS, Li LT. 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
- [17] 封克, 殷士学. 影响氧化亚氮形成与排放的土壤因素. *土壤学进展*, 1995, 23(6): 35-42
- [18] Davidson EA. Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil // Oremland RS. *The Biogeochemistry of Global Change: Radiatively Active Trace Gases*. New York: Chapman & Hall, 1992
- [19] FAO. FAOSTAT Agriculture data. 2003, <http://www.fao.org>
- [20] 马二登, 马静, 徐华, 曹金柳, 蔡祖聪, 八木一行. 稻秆还田方式对麦田N<sub>2</sub>O排放的影响. *土壤*, 2007, 39(6): 870-873
- [21] 王少彬, 宋文质, 苏维瀚, 曾汇海, 张玉铭, 王智平. 冬小麦田氧化亚氮的排放. *农业环境保护*, 1994, 13(5):210-212
- [22] 江长胜, 王跃思, 郑循华, 李晶, 黄耀, 韩广轩, 张中杰, 朱波. 川中丘陵区冬灌田甲烷和氧化亚氮排放研究. *应用生态学报*, 2005, 16(3): 539-544
- [23] 焦艳, 黄耀. 影响农田氧化亚氮排放过程的土壤因素. *气候与环境研究*, 2003, 8(4): 457-466
- [24] FAO. FAOSTAT Agriculture data. 2003. <http://www.fao.org>
- [25] 于萍萍, 张进忠, 林存刚. 农田土壤N<sub>2</sub>O排放过程影响因素研究进展. *环境与可持续发展*, 2006(5): 20-22
- [26] 史奕, 黄国宏. 土壤中反硝化酶活性变化与N<sub>2</sub>O排放的关系. *应用生态学报*, 1999, 10(3): 329-331
- [27] 侯爱新, 陈冠雄, 吴杰. 稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放关系及其微生物学机理和一些影响因子. *应用生态学报*, 1999, 8(3): 270-274
- [28] 黄国宏, 陈冠雄, 韩冰. 土壤含水量与N<sub>2</sub>O产生途径研究. *应用生态学报*, 1999, 10(1): 53-56
- [29] Mummey DL, Smith JL, Bolton JRH. Nitrous oxide flux from a shrub-steppee cosystem: Source and regulation. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26(2): 279-286
- [30] Jacinthe PA, Dick WA, Brown LC. Bioremediation of nitrate-contaminated shallow soils and waters via water table management techniques: evolution and release of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32(3): 371-382
- [31] Mosier AR, Mohanty SK, Bhadrachalam A, Chakravoti SP. Evolution of dinitrogen and nitrous oxide from the soil to the atmosphere through rice plants. *Biology and Fertility of Soils*. 1990, 9: 61-67
- [32] Yu KW, Wang ZP, Chen GX. Nitrous oxide and methane transport through rice plants. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 24: 341-343
- [33] Yan XY, Shi SL, Du LJ, Xing GX. Pathways of N<sub>2</sub>O emission from rice paddy soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 437-440
- [34] IPCC. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference Manual. Paris, France: OECD, 1997: 1-140
- [35] 85-913-04-05 公关课题组. 我国农用氮肥氧化亚氮排放量变化趋势预测 (1990—2020). *农业环境保护*, 1994, 13(6): 259-261
- [36] Yan XY, Akimoto H, Ohara T. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia. *Global Change Biology*, 2003, 9: 1080-1096
- [37] Akiyama H, Yagi k, Yan XY. Direct N<sub>2</sub>O emissions from rice paddy fields: summary of available data. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19: GB1005
- [38] Zheng XH, Han S, Huang Y, Wang YS, Wang MX. Requantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N<sub>2</sub>O emission from Chinese croplands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18: GB2018

- [39] Christine K, Klaus D, Zheng XH, Zhang X, Shan L, Tao HB, Sattelmacher B. Fluxes of methane and nitrous oxide in water-saving rice production in north China. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 2007, 77: 293–304
- [40] 卢燕宇, 黄耀, 郑循华. 农田氧化亚氮排放系数的研究. *应用生态学报*, 2005, 16(7): 1299–1302
- [41] 马秀梅, 朱波, 杜泽林, 郑循华. 冬水田休闲期温室气体排放通量的研究. *农业环境科学学报*, 2005, 24(6): 1199–1202
- [42] Xing GX, Shi SL, Shen GY, Du LJ, Xiong ZQ. Nitrous oxide emissions from paddy soil in three rice-based cropping systems in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 64: 135–143
- [43] International Rice Research Institute (IRRI). 2004. RiceState Database, Los Baños, Philippines. <http://www.irri.org/science/ricestat/index.asp>
- [44] Frolking S, Qiu JJ, Boles S, Xiao XM, Liu JY, Zhuang YH, Li CS, Qin XG. Combining remote sensing and ground census data to develop new maps of the distribution of rice agriculture in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16: 1091–1101
- [45] Xu YC, Shen QR, Li ML, Dittert K, Sattelmacher B. Effect of soil water status and mulching on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission from lowland rice field in China. *Biol. Fertil. Soils.*, 2004, 39: 215–217
- [46] Shi Y, Shen QR, Mao ZS. Biological response of rice crop cultivated on aerobic soil condition and the effect of mulching on it. *Plant Nutr. Fert. Sci.*, 2001, 7: 291–297
- [47] FAO. FAO rice information (vol. 3). FAO, Rome, 2002

## Effect of Water Management on Nitrous Oxide Emission from Rice Paddy Field: A Review

LI Xiang-lan<sup>1,2</sup>, XU Hua<sup>1</sup>, CAI Zu-cong<sup>1</sup>

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

2 Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** It is of prevalent concern that rice paddy soil is one of the N<sub>2</sub>O sources to the atmosphere. Nitrification and denitrification are two microbial processes to produce N<sub>2</sub>O in soil. Water management is an important factor affecting N<sub>2</sub>O emission from rice paddy field. In this paper a review was presented to summarize the effect of water management during rice growing period and non-rice growing period on seasonal variations of N<sub>2</sub>O emission, pathways of N<sub>2</sub>O production, pathways of N<sub>2</sub>O emission, N<sub>2</sub>O-N emission factor and on nitrogen form or concentration and soil enzyme which are correlative to the process of N<sub>2</sub>O production and emission. This review also put forward the perspective for further study.

**Key words:** Rice growing period, Non-rice growing period, Water management, Nitrous oxide, Rice paddy field