水分状况对水田土壤 N_2O 排放的影响*

颜晓元　施书莲　杜丽娟　邢光熹

(中国科学院南京土壤研究所土壤圈物质循环开发实验室，南京　210008)

摘　要　通过室内培养试验，研究了不同水分含量下水稻土的 N_2O 排放，结果表明，在水分含量相当于田间持水量时，土壤具有最大的 N_2O 排放速率，当水分含量在田间持水量之上时，反硝化作用是 N_2O 的主要来源。水分含量在田间持水量之下时，尽管硝化作用强烈，但 N_2O 排放量较小。通过温室盆栽试验研究了不同水分管理措施下，水稻土 N_2O 和 CH_4 的排放，同常规水分管理方式相比，长期淹水显著增加了 CH_4 的排放而减少了 N_2O 的排放。相反，湿润灌溉的处理在整个水稻生长期内没有明显的 CH_4 排放，但其 N_2O 排放对水分状况敏感，出现数次峰值，从而总排放量远高于其它两处理。

关键词　水稻土，水分，N_2O

中图分类号　X511

土壤排放的 N_2O 是大气中 N_2O 的主要来源，占从生物圈到大气圈 N_2O 排放总量的 90%[1]。土壤中的硝化作用和反硝化作用等生物过程是 N_2O 产生的主要过程，化学过程的贡献非常有限[2,3]，而水分是影响土壤中这些生物过程最重要的因素之一。通常，反硝化作用随着水分含量的增加而加强，反硝化作用产生的 N_2 与 N_2O 的相对量也随水分状况而异[4]。硝化作用是好氧过程，在一定的水分条件下进行得最为旺盛[5]。牧场土壤由于易分解 C 含量高，有利于反硝化作用的进行，因而反硝化作用是 N_2O 的主要来源[6]。不同水分含量下土壤中哪种过程对 N_2O 的生成起主导作用尚存在争论[7,8]。水稻土 N_2O 的排放主要集中在水分变化剧烈的干湿交替阶段，其主导过程有待确定。

水分状况不仅影响土壤中 N_2O 的生成量，也极大地影响着水田 N_2O 向大气的传输。在常规的水分管理措施下水田土壤的 N_2O 排放基本上来自硝化和反硝化作用都十分强烈的土壤干湿交替阶段，在淹水期间 N_2O 的排放量极为有限[9]。因而，在常规水分管理方式下，最具潜力的减缓水田 N_2O 排放的措施应着眼于减少干湿交替阶段的 N_2O 排放，而避免干湿交替过程则可能从根本上减少水田的 N_2O 排放。但不幸的是，长期淹水可能导致另一种重要的温室气体 CH_4 排放量的增加，因此，需要同时考虑水分管理措施对两种温室气体排放的影响。CH_4 的产生需要淹水条件，那么始终使土壤处于湿润状态，避免烤田等干湿交替过程，但又不使之有淹水层，是否有助于减少这两种温室气体的排放呢？为此，我们进行了研究温室盆栽实验，测定了在常规水分管理，长期淹水以及湿润灌溉三种水分管

* 国家自然科学基金资助项目 (No. 39790110)

收稿日期：2000-01-25；收到修改稿日期：2000-06-05

理方式下,水稻土的 N_2O 和 CH_4 排放。也在试验室培养条件下研究了不同水分状况下水田土壤的排放情况,探讨其与硝化和反硝化作用的关系。

1 材料与方法

1.1 培养试验

所用水稻土样采自无锡安镇,其C、N含量分别为1.39、1.46g/kg,pH值为6.9,田间持水量为530g/ kg。将土样风干压碎过5mm筛,取90g于250ml三角瓶中,加入$(NH_4)_2SO_4$溶液,使所加的N量为0.25mg/g干土。然后针对不同处理加入不同量的蒸馏水,使得5个处理的水分含量分别为田间持水量的30%、65%、100%、160%、250%,分别称为处理1、2、3、4、5,其中处理4水面刚好没过土壤,而处理5则在土面上形成约1cm厚水层。以上每处理均设3个重复。

将所有三角瓶塞上带取气口的硅橡胶塞,置于恒温培养箱中在30℃下培养。1天后,将两通针一端插入三角瓶,另一端插入已抽成真空的18.5ml的玻璃瓶。取气样后,以空气反复冲洗三角瓶,然后重新塞上瓶塞,置于恒温箱中培养。此后每隔2～3天重复以上取气步骤。所采取的气样分别直接或稀释后用GC-ECD测定其浓度。

另取30g土样于150ml三角瓶中,按以上各相应处理相同的比例加入$(NH_4)_2SO_4$和蒸馏水,塞上硅橡胶塞,同样在30℃下恒温培养。以上每处理均设10个重复。分别于第1、2、4、6、9天在上述取气样过程的同时,每处理取2个重复,按5∶1水土比加入2mol/L KCl溶液(已加水量考虑在内),于30℃下恒温振荡1小时,过滤,收集滤液于塑料瓶中,于 -5℃下冷藏,以备测定其 NH_4^+、NO_3^- 浓度。在执行以上步骤时,拔开各处理剩下的重复的瓶塞,换气,然后同前述250ml三角瓶一起恒温培养。

1.2 盆栽试验

盆栽桶内径及高度均为25cm,顶部的四周有水槽。取风干土12kg(全N1.17g/ kg,全C1.16g/kg,pH7.0),其中2/3先装入桶内,另1/3与需加的肥料充分混匀后再装在上部。N、P、K肥用量为每盆尿素2.37g(以土重计相当于N200kg/hm^2)、$KH_2PO_4$2.05g,KCl2.12g,所有肥料均60%作基肥,40%作追肥。土肥混匀后装入桶内,于1998年7月28日淹水,次日移栽水稻,每盆内均插有铂金电极,在每次测定温室气体排放通量的同时用便携式电位计(东亚电波工业株式会社)测定10cm处的土壤氧化还原电位。追肥于9月20日采样后配成溶液施入。

试验设三个处理,即长期淹水、湿润灌溉和常规水分管理。长期淹水处理一直保持约2cm的水层,直至生长末期。湿润灌溉处理在淹水10天后不再保持水层,只维持土壤于湿润状态。常规水分管理在烤田前一直维持2cm水层,9月7日采样后,拔出桶底部的橡皮塞,排干桶内积水,开始烤田,9月13日重新加水。所有处理于10月21日排干桶内积水,进入末期落干阶段。水稻于11月2日收割。

水稻移栽后每周一至二次测定各处理的 N_2O 和 CH_4 的排放通量,但在烤田期及烤田后复水的几天里,测定频度加大。气体的采集用密封箱法,气样的 N_2O 浓度用GC-ECD(HP5890II)测定,CH_4 浓度用GC-FID(岛津12A)测定。

2 结果与讨论

2.1 培养试验

风干土加入 NH_4^+,在不同水分含量下培养1天后,田间持水量的土壤产生的 N_2O 远远

多于其它处理，达到 N77ngg^{-1}h^{-1}，水分含量最低的处理（田间持水量的 30%）的 N_2O 产生速度最慢（图 1），并且在 39 天的培养期内始终维持在很低的水平（< N0.7ng g^{-1}h^{-1}）。水分含量在田间持水量之上的处理在培养初期其 N_2O 产生速度不断降低，但在 6～9 天后逐步上升，直至 18 天后又缓慢下降。土壤孔隙完全充满水的两处理（4 和 5），39 天内的 N_2O 排放累积量没有显著区别，而水分含量在饱和持水量之下的两处理的 N_2O 累积排放量则显著低于其它各处理（$p < 0.01$）。

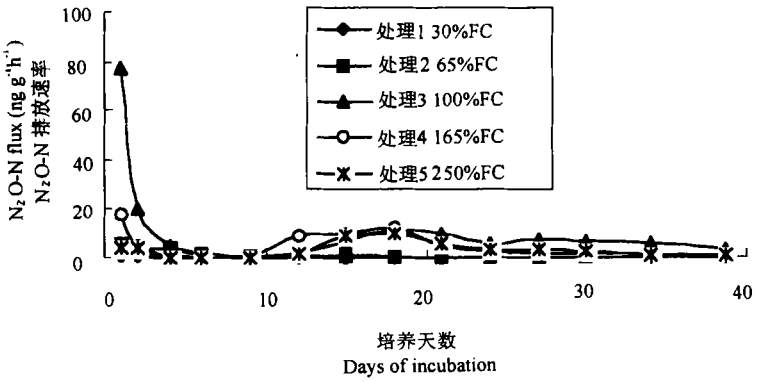

图1 不同水分含量下土壤N_2O排放速率

Fig.1 N_2O flux from soils with different water contents

加入 $(NH_4)_2SO_4$ 后的 9 天培养期内，水分含量等于或低于田间持水量的土壤中 NH_4^+ 浓度不断减低而 NO_3^- 浓度的变化则相反（图 2），其中处理 2（田间持水量 65%）土壤中 NH_4^+、NO_3^- 浓度变化最为显著，9 天内 NO_3^-–N从 1.1 增加到 42mg/kg土，而 NH_4^+–N从 37 减少到 6.5mg/kg土。淹水土壤中 NH_4^+、NO_3^- 浓度变化十分缓慢。在最初的 2 天内，NO_3^- 浓度略有下降，此后缓慢增加，其 NH_4^+ 浓度虽然呈下降趋势，但速度始终很低。土壤水分含量最低的两处理，9 天内 NO_3^- 的增加量等于或略大于 NH_4^+ 的减少量，表明在密封培养的条件下，NH_3 挥发损失是非常有限的。土壤水分含量高的处理，NH_4^+ 减少量大于 NO_3^- 的增加量，可能是由于后者的反硝化损失所致。

众多的研究发现，干土湿润后往往出现 N_2O 排放高峰[8,10,11]。这与本培养试验中处理 3 和 4 的结果一致，培养的第 1 天里两处理的 N_2O–N排放量分别达到 77.6 和 17.9ngg^{-1}h^{-1}。在极端干燥的条件下土壤中仍有大量的硝化细菌存活，湿润后数小时内 NO_2^-、NO_3^- 即开始生成[12]；同样反硝化酶的活性也可在湿润后数小时内恢复[13]。在本试验中，将水分增加到在土面形成 1cm 水层时，没有发现大量的 N_2O–N排放，第 1 天的排放速率只有 4.4ngg^{-1}h^{-1}，但是将该处理的三角瓶剧烈晃动后，大量的 N_2O 排出，使其第 1 天里的平均排放速率增加到 20.7ngg^{-1}h^{-1}，从而说明水层的存在阻碍了 N_2O 的排放。本文及以前的试验[9]中干土淹水和施肥后并没有立即出现 N_2O 排放峰的现象。

处理 2 土壤的水分含量为田间持水量的 65%，其 NH_4^+ 的减少和 NO_3^- 的增加最为显著（图 2），表明其硝化作用最强，但在最初的 2 天及培养 6 天后，其 N_2O 排放速率恒低于土壤水分含量在其之上的处理；水分含量最低的处理 1，由 NH_4^+、NO_3^- 浓度变化所反映的硝化作用强度也远高于水分含量在饱和持水量之上的处理 4 和 5，而其 N_2O 排放速率则始终低

于后者。由此可以推测，当土壤水分含量大于田间持水量时，硝化作用对 N_2O 的贡献有限，反硝化作用是其 N_2O 最大的来源。随着培养时间的延长，水分含量在田间持水量之上的土壤其 Eh 应越来越低，条件越来越有利于反硝化作用的进行，而在培养 9 天后，这些处理的 N_2O 排放逐步增加，此结果进一步说明此时 N_2O 是主要来自反硝化作用而不是硝化作用。同样，Davidson 发现，一草地土壤水分含量在田间持水量之上时，N_2O 产生速率是在田间持水量之下时的 2～5 倍，并且只有当土壤水分含量在田间持水量之下时，C_2H_2 才显著抑制 N_2O 的生成，从而得出了当土壤水分含量在田间持水量之上时，反硝化作用是 N_2O 主要来源的结论[8]。

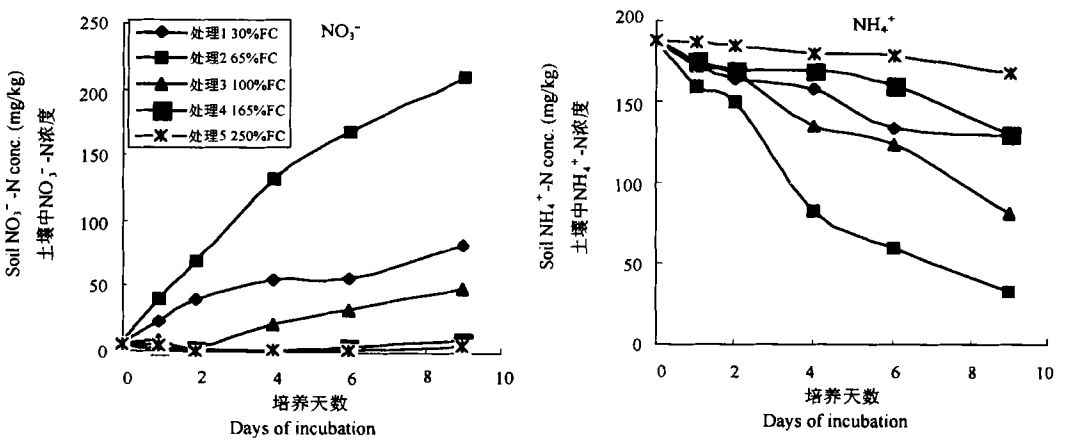

图2　培养初期不同水分含量土壤中 NH_4^+、NO_3^- 浓度的变化

Fig.2　Changes in the concentrations of soil NH_4^+、NO_3^- in the initial stage of incubation

延长培养时间至 70 天，水分含量为田间持水量的土壤在多数情况下其 N_2O 排放速率高于水分含量在其之上的土壤。别的研究者也发现 N_2O 的最大排放速率往往在水分含量为 45%～75%WFPS（充水孔隙体积）时出现[7,14]，这种含水量大致相当于田间持水量[15]。不排除此时硝化作用可能产生部分 N_2O，但从以上分析可知，反硝化作用仍是 N_2O 的主要来源。在过度还原条件下，反硝化作用进行彻底，反应产物中 N_2O 比例小，因为相对于其它酶而言，N_2O 还原酶对 O_2 特别敏感[16]。

2.2　温室试验

统计结果表明，不同水分管理措施对稻谷产量及地上部干物质总量没有造成显著（$p > 0.05$）影响（资料未列出）。但是由于供试土壤本身肥力高，在试验中尿素用量相当于 N200kg/hm^2，常规水分管理和长期淹水处理水稻在生长后期明显贪青迟熟，而湿润灌溉的水稻则没有此现象，因而前两者的稻谷产量略低于后者。

不同水分管理措施下，土壤的 N_2O 排放特征存在着明显的差异。与以前的结果类似[9]，常规水分管理下土壤的 N_2O 排放主要集中在烤田及紧随其后的重新淹水的短时间内（图 3）。长期淹水的土壤的 N_2O 排放通量始终很低，并且有时出现负值，只是在追肥后和生长末期水分排干时有一定量的排放。湿润灌溉的土壤在整个水稻生长期内出现三个相当高的排放峰值，而且除了生长末期水分排干阶段外，其 N_2O 排放通量在绝大部分情况

下都高于其它两处理。全生长期内常规水分管理、长期淹水、湿润灌溉三处理的 N_2O–N平均排放通量分别为 42.8、11.3 和 195μgm^{-2}h^{-1}(表 1)。

表 1 不同处理水稻生长期内的 N_2O、CH_4排放量及其对温室效应的贡献

Table 1 Emissions of N_2O and CH_4 during the rice growing season and their relative contribution to global warming

处理 Treatments	N_2O排放量 N_2O–N emission (mg/pot)	CH_4排放量 CH_4–C emission (mg/pot)
常规水分	4.9	44.2
长期淹水	1.3	112.9
湿润灌溉	22.2	−1.5

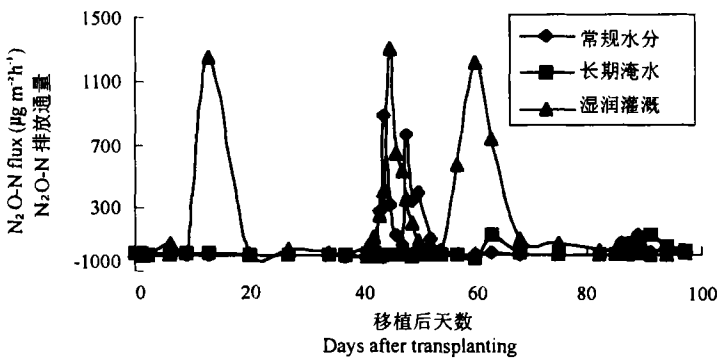

图3 不同水分管理下水稻土的N_2O排放通量

Fig.3 N_2O fluxes from paddy soils under different water managements

不管何处理,其 CH_4排放通量都较低,其最大值尚不到 C3.5mg m^{-2}h^{-1}。尽管如此,相对而言,长期淹水大大促进了 CH_4的排放(图 4)。常规水分管理的土壤在烤田之前,其水分状况与长期淹水处理是相同的,从而两处理的 CH_4排放通量也比较接近,但是当烤田使得常规水分处理的 CH_4排放迅速减少时,持续淹水处理的 CH_4排放通量仍保持上升趋

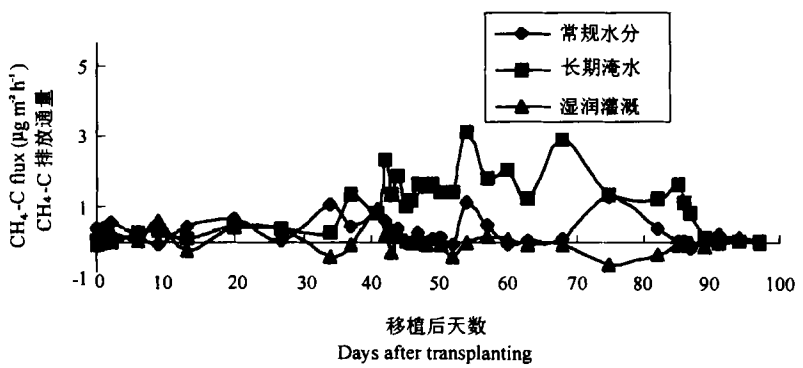

图4 不同水分管理下水稻土的CH_4排放通量

Fig.4 CH_4 fluxes from paddy soils under different water managements

势，并且在生长末期水分排干之前一直高于前者。而湿润灌溉处理则很少有明显的排放峰值，并且常观测到负通量。

在水稻移栽后的 10 天内，为保证水稻活棵，各处理都保持淹水状态，此后湿润灌溉处理不再淹水，尽管如此，在第 41 天烤田之前，其土壤氧化还原电位同其它两处理并没有明显的差异，都是逐步降低的(图 5)。烤田使得常规水分管理的土壤 Eh 急剧上升，并且在复水后也难以恢复到烤田前的水平。末期水分排干后各处理土壤的 Eh 逐步趋于一致。

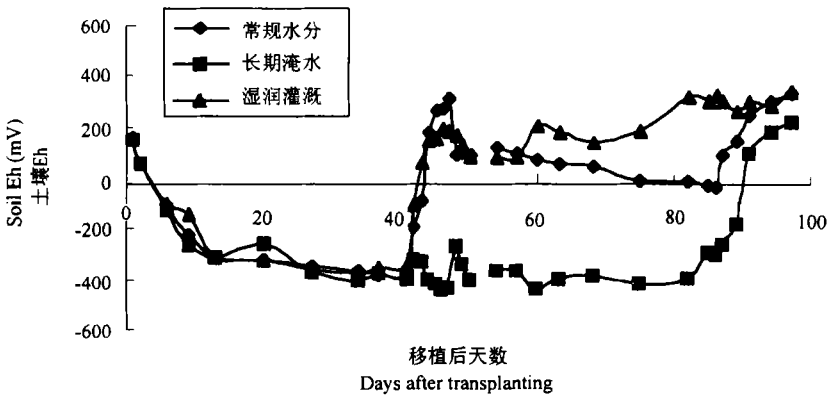

图5　不同水分管理下土壤Eh的变化

Fig.5　Variation of soil Eh during the rice-growing season

土壤中 N_2O 和 CH_4 的生成都与氧化还原电位密切相关。一般地，在土壤 Eh 达到 $-150\sim200$mV 时 CH_4 才开始生成，且 Eh 越低，产生量越大，当然，由于土壤的不均一性和其它原因，在此值之上时也可能观测到 CH_4 的生成[17]。而过度还原的条件则不利于 N_2O 的生成，Kralova 等在利用土壤悬液研究反硝化时发现，Eh 为 0mV 时 N_2O 排放最多，进一步降低 Eh 使反硝化速率和 N_2 排放增加，N_2O 排放减少[18]。Smith 和 Patrick 报道，长期厌氧环境下几乎没有 N_2O 排放[19]。在本试验中，各处理 CH_4 的排放同土壤 Eh 呈较好的负相关 ($y = -0.0016x + 0.3698$，$R^2 = 0.2198$，$n = 315$)，而 N_2O 排放与 Eh 呈正相关 ($y = 0.2979x + 141.98$，$R^2 = 0.0677$，$n = 315$)。长期淹水的处理除了在生长末期水分排干阶段有一定量的 N_2O 排放外，其它时间内排放通量大多在系统的检测下限之内，并且往往观测到负通量。常规水分管理处理在烤田前也是如此。当条件适宜于 N_2O 还原时，其他的研究者也观测到土壤吸收大气中 N_2O 的现象[20,21]，不过也不能排除水稻植株吸收 N_2O 的可能，因为有报道称玉米能吸收和同化空气中 N_2O 作为其 N 源[22]。

不同水分管理方式下，水稻产量及地上部干物质总量都没有显著区别，但其 N_2O 及 CH_4 排放量却差异明显。相对于正常水分管理而言，长期淹水减少了 N_2O 的排放但增加了 CH_4 的排放。湿润灌溉的效果正好相反，整个水稻生长期内，其 CH_4 的排放量为负值，但由于 N_2O 的排放对于水分状况非常敏感，而土壤的水分含量又因管理的或天气的原因很难维持同一水平，因而在整个水稻生长季节中，出现数个 N_2O 排放峰，使得其排放总量远高于其它处理。由此看来，从减少温室气体排放的角度考虑，湿润灌溉并不是一项理想的措施。

参 考 文 献

1. Bouwman A F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Bouwman A G. ed. Soils and the Greenhouse Effect. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1990. 61～128
2. Röver M, Heinemeyer O, Kaiser E. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. Soil Biol. Biochem., 1998, 30:1859～1865
3. Anderson I C, Poth M A. Controls on fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. J. Environ. Qual., 1998, 27:1117～1124
4. Weier K L, Doran J W, Power J F, Walters D T. Denitricicaiton and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. Soil Sci. Soc. Am. J., 1993, 57:66～72
5. Skopp J, Jawson M D, Doran J W. Steady-state microbial activity as a function of soil water content. Soil Sci. Soc. Am. J., 1990, 54:1619～1625
6. Williams P H, Jarvis S C, Dixon E. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. Soil Biol. Biochem., 1998, 30:1185～1193
7. Klemedtsson L, Svensson B H, Rosswall T. Relationships between soil moisture content and nitrous oxide production during nitrification and denitrification. Biol. Fertil. Soils, 1988, 6:106～111
8. Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 1992, 56:95～102
9. Yan X, Du L, Shi S, Xing G. N_2O emission from rice paddy soil as affected by the application of controlled availability fertilizers and mid-season aeration. Biol. Fertil. Soils, 2000, (in press)
10. Davidson E A, Swank W T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification. Appl. Environ. Microbiol., 1986, 52:1287～1292
11. Hao W M, Scharffe D, Crutzen P J, Sanhueza E. Production of nitrous oxide, methane, and carbon dioxide from soils in the tropical savanna during the dry season. J. Atmos. Chem., 1988, 7:93～105
12. Davidson E A. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. *In* Delwiche ed. Denitrification, Nitrification and Atmospheric N_2O. Chichester: John Wiley & sons Ltd., 1991, 17～44
13. Rudaz A O, Davidson E A, Firestone M K. Sources of nitrous oxide production following wetting of dry soil. FEMS Microbio. Ecol., 1991, 85:117～124
14. Hansen S, Mahlum J E, Bakken L R. N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biol. Biochem., 1993, 25:621～630
15. Granli T, Bøckman O C. Nitrous oxide from agriculture. Norwegian J of Agricultural Sciences, 1994, Suppl., 12:7～128
16. Knowles R. Denitrification. Microbiol Rev., 1982, 46:43～70
17. Jakobsen P, Patrick Jr W H, Williams B H. Sulfide and methane formation in soil and sediments. Soil Science, 1981, 132:279～287
18. Kralova M, Masscheleyn P H, Lindau C W, Patrick Jr W H. Production of dinitrogen and nitrous oxide in soil suspensions as affected by redox potential. Water, Air, Soil Pollut., 1992, 61:37～45
19. Smith C J, Patrick Jr W H. Nitrous oxide emission following urea nitrogen fertilization of wetland rice. Soil Sci. Plant Nutr., 1983, 28:161～171
20. Freney J R, Denmead O T, Simpson J R. Soil as a source or sink for atmospheric nitrous oxide. Nature, 1978, 273:530～532
21. Ryden J C. Nitrous oxide exchange between a grassland soil and the atmosphere. Nature, 1981, 292:235～237
22. Grundmann G L, Lensi R, Chalamet A. Delayed NH_3 and N_2O uptake by maize leaves. New Phytol., 1993,

124:259～263

N_2O EMISSION FROM PADDY SOIL AS AFFECTED BY WATER REGIME

Yan Xiao-yuan, Shi Shu-lian, Du Li-juan, Xing Guang-xi

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008)

Summary

N_2O emissions from paddy soils with various water contents incubated at 30℃ were measured. During the 39 days' incubation, soil with water content up to its field capacity had the highest N_2O emission. When soil water content was above the field capacity, dentrification was the dominant process for N_2O formation. And when soil water content was below the field capacity, there was only a small amount of N_2O emission, though the nitrification was most significant. In a pot experiment, N_2O and CH_4 fluxes from paddy soils under normal water management, continuous flooding and moist irrigation were measured over the rice-growing season. There was little N_2O emission from paddy soil under continuous flooding. Unfortunately, the emission of CH_4, another important greenhouse gas, dramatically increased. In contrast, there was no significant CH_4 emission from paddy soil under moist irrigation whereas its N_2O emission was much higher than other treatments.

Key words　Paddy soil, Water status, N_2O