

旱地反硝化作用和 N_2O 排放影响因子的研究

梁东丽^{1a}, 吴庆强^{1b}, 李生秀^{1a}, EMTERYD Ove²

(1 西北农林科技大学 a 资源环境学院; b 园艺学院, 陕西 杨凌 712100; 2 瑞典农业大学 森林生态系, 瑞典 宇默奥 90183)

[摘 要] 用乙炔抑制原状土柱和模拟土柱法, 研究了包括水分、碳源、氮源以及反硝化的主要决定因子水分干湿交替对土壤 N_2O 排放量的影响。结果表明, 影响旱地土壤反硝化的主要因子是作为微生物能源和碳源的有机物质, 在碳源充足时, 土壤的硝态氮含量和水分因子是限制因子; 两种氮源相比较, 在一定的碳含量和水分条件下, 土壤 N_2O 排放量并不随 NO_3^- -N 加入量的增加而增大, 最大 N_2O 排放量发生在氮源加入量为 300 mg/kg 时; 而当氮源为 NO_2^- -N 时, 土壤 N_2O 排放量随 NO_2^- -N 加入量的增加而增大, 最大排放量为 NO_2^- -N 为 450 mg/kg 处理。在同等土壤水分条件下, 土壤由湿变干过程中产生的 N_2O 通量高于土壤由干变湿过程中的产生量; 土壤由干变湿过程中 N_2O 通量随着土壤水充孔隙空间(WFPS)含量的增加而增大, 但在土壤由湿变干过程中最大 N_2O 通量并非在土壤水分饱和和状态下, 而是在土壤 WFPS 为 70% 时, 而后 N_2O 排放量随土壤 WFPS 含量的减少而降低; 施肥处理土壤与不施肥对照相比, 两者的 N_2O 通量变化趋势相同, 但对照的变化幅度相对较小。

[关键词] 旱地; 反硝化作用; N_2O 排放通量; WFPS

[中图分类号] S153; X131

[文献标识码] A

[文章编号] 1671-9387(2007)12-0093-06

Influent factors for denitrification and N_2O emission in dry-land soil

LIANG Dong-li^{1a}, WU Qing-qiang^{1b}, LI Sheng-xiu^{1a}, EMTERYD Ove²

(1 a. College of Resources Environment; b. College of Horticulture, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2 Swedish University of Agricultural Sciences, Umea 90183, Sweden)

Abstract: Intact soil cores and soil C_2H_2 inhibition incubation experiments were carried out to determine the main influential factors of denitrification and nitrous oxide emission in dry-land soil. The results showed that carbon was the limited factor for denitrification occurring in the soil. When carbon was sufficient, nitrate content and water became the limited factors. N_2O emission didn't decrease with nitrate concentration reaching a certain level under suitable available carbon and water content, the maximum N_2O emission took place when available nitrate content was 300 mg/kg for tested soil. While those for nitrite as nitrogen source was total different, the denitrification losses raised with the nitrite concentration increased. Meanwhile, when soil had same WFPS content, the influence of N_2O emission of soil from wetting to drying cycle was bigger than that from drying to wetting cycle. For the former cycle the biggest N_2O emission took place at 70% WFPS instead of soil saturated, and after that N_2O emission would decline with the soil WFPS decreased. For the latter cycle, soil N_2O emission increased with soil WFPS content increased. The control plot had the similar trend as the fertilized plot but the curve change of CK was much smaller than applied N treatment.

Key words: dry-land; denitrification; N_2O emission; WFPS

* [收稿日期] 2006-04-17

[基金项目] 国家自然科学基金重点项目(30230230); 国家“十五”科技攻关项目(2002BA516A02)

[作者简介] 梁东丽(1963—), 女, 陕西铜川人, 副教授, 博士, 主要从事土壤环境化学与环境监测研究。

N_2O 是重要的温室效应气体,有研究指出,1 mol N_2O 的增温效应是 CO_2 的 150~200 倍^[1];另外, N_2O 在大气中具有较长的滞留时间并参与大气中许多光化学反应,破坏臭氧层^[2]。据估计,大气中 N_2O 的年逸出量为 7~10 Mt($\text{N}_2\text{O-N}$)^[3],并以年 0.2%~0.3% 的速度递增^[4],其中 70% 的 N_2O 来源于土壤,农业的贡献占人类活动贡献总量的 81%^[5]。土壤 N_2O 的主要来源是土壤的硝化和反硝化作用^[6],因此控制这些过程的物理、化学因子如土壤硝态氮、有效碳、pH、温度以及土壤的厌氧程度等,均影响土壤 N_2O 排放。近年来,有关土壤温度、氮肥用量、氮肥种类、水分、有机肥等对土壤反硝化作用和土壤 N_2O 排放的影响研究较多^[7-15],但是关于旱地土壤方面至今未见系统报道。为此,本试验主要讨论了水分、氮源、碳源等不同影响因子,特别是不同的氮源形态及其浓度以及土壤水分干湿交替过程对旱地土壤反硝化产生的 N_2O 气态损失的影响,旨在为旱地土壤反硝化气态损失和氧化亚氮排放的研究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验土壤采集自陕西省国家黄土肥力与肥料效益监测基地,试验地为耕地 3 年后的灌溉地,种植方式为小麦和玉米轮作,按当地大田耕作、施肥方式进行管理,供试土壤为土娄土。试验地 0~200 cm 土体土壤物理性粘粒含量高于 230 g/kg,0~20 cm 土壤有机质含量 6.253 g/kg,土壤全氮含量 1.43 g/kg,硝态氮含量 3.974 mg/kg,60~120 cm 土层土壤孔隙度最低,土壤 pH 值为 8.24。

1.2 方法

1.2.1 原状土柱的获取 根据田间测定结果,采集 N_2O 释放量高的施肥处理 50~60 cm 原状土层^[16],用乙炔抑制未扰动土柱法进行室内培养。具体方法为:用培养罐中的不锈钢内筒和锤状取土器按剖面层次取高度为 10 cm、直径 7 cm 的原状土,内筒下部土壤与筒削齐后,立即将内筒置于 PVC(聚氯乙烯)外筒内,并用带橡皮圈密闭的盖子盖好。培养罐的体积为 255 cm^3 ,加上土壤内的气体体积约为 40 cm^3 ,按培养的 C_2H_2 浓度为培养罐总体积的 5%~10%,用 50 mL 密闭型注射器注入 25 mL C_2H_2 气体(99.9%),来回推动注射器 5~6 次,然后抽去 25 mL 混合气体弃去,以保证培养罐中气体压力一致。为保证土柱体的中部也完全被乙炔气体抑制,从培

养罐顶盖中部的橡皮塞上插入 1 个钻有 2 mm 小孔的大针头,后者与一个两通阀相连。用小注射器从气阀注入 1 mL 乙炔气体,迅速关闭气阀,培养 24 h。在培养的第 1,2,3,4,5,6,8,16,19,21,24 h,用 2 mL 气密性注射器分别抽取气体样品进行分析。培养完毕后,将各个土柱所有土样在 105 $^{\circ}\text{C}$ 烘干 48 h,并称重。

1.2.2 影响反硝化的因子试验 试验共设 5 个处理:(1)原状土(CK);(2)原状土加蒸馏水(H_2O 处理);(3)原状土加 NO_3^--N (NO_3^--N 处理);(4)原状土加 C(C 处理);(5)原状土加 C+ NO_3^--N (C+ NO_3^--N 处理);每处理重复 6 次。除对照(不加任何溶液)和 H_2O 处理(40 mL)外,其余各培养罐均加入等体积的溶液(20 mL)。加碳、氮者,每 100 g 土分别或同时加入 0.1 g 碳(葡萄糖)和 300 μg NO_3^--N 。为了保证溶液在土柱中分布均匀,用 5 mL 注射器将溶液分 4 个部位注入内筒两侧。 N_2O 通量按 Tiedje 方程^[17]用 Bunsen 系数计算。

1.2.3 不同氮源对土壤 N_2O 排放的影响 试验分为硝态氮和亚硝态氮 2 种氮源,每种氮源又各设 5 个氮水平,具体如下:

(1)硝态氮源。在一定的碳含量下确定不同 NO_3^--N 加入量对土壤反硝化作用的影响,使用的硝态氮源为 NaNO_3 ,5 个处理加入 NaNO_3 的量分别为含氮 0,50,150,300 和 450 mg/kg,依次计为 N0,N50,N150,N300 和 N450,所有处理的有效碳水平相同,加入量为 100 mg/kg。

(2)亚硝态氮源。在一定的碳含量下确定不同 NO_2^--N 加入量对土壤反硝化作用的影响。除了使用的氮源形式为 NaNO_2 外,其余碳、氮用量同上。

试验方法为乙炔抑制土柱培养法,培养罐大小同 1.2.1 中,按土壤容重 1.30 g/cm^3 计算,每罐装土 500 g,重复 3 次。具体操作步骤如下:先将土样按份称好装于塑料袋中,按对应处理用小型喷雾器加入有效碳、有效氮液,并调节水分使土壤水分含量控制在田间持水量的 80%,将处理好的土壤均匀装入培养罐的不锈钢内筒,一边装一边压实,注意土柱表面与筒的上下边缘齐,将内筒置于 PVC 外筒中,旋紧带有橡皮塞的盖。每个罐中按其体积加入 30 mL C_2H_2 气体,在室温下培养。分别在加入乙炔后 3,6,12,18,24,30,36,48 h 用 2 mL 气密性注射器抽取气体样品,在气相色谱仪上分析,每个试验全过程共取样 8 次。试验完毕,将每个土柱所有土样在 105 $^{\circ}\text{C}$ 下烘干 48 h,并分别记录烘干前后土壤的重

量,计算水分或者 N_2O 通量。

1.2.4 土壤水分干湿交替对土壤 N_2O 排放的影响

考虑到土壤质地的影响,研究者提出了与土壤反硝化作用有密切相关的水分指标,即土壤水充孔隙空间,其代表了土壤的水分饱和程度,一般用 WFPS 表示,以下水分含量均简称为土壤 WFPS 含量。

$$\text{WFPS}/\% = (\text{土壤重量含水量} \times \text{土壤容重}) \div \text{土壤总孔隙度},$$

$$\text{土壤总孔隙度} = (1 - \text{土壤容重} \div 2.65).$$

在进行 N_2O 定位监测的不施肥区(对照)和施氮肥处理区^[16]各取高度为 10 cm、直径为 7 cm 的原状土柱 20 个。对于每个处理,先各取 10 个土柱水饱和和 2 d,自然控干 10~12 h 后加入乙炔培养,分别在培养 2 和 6 h,用 2 mL 气密性注射器抽取气体样品;然后分别使土壤水分含量下降到 WFPS 为 70%,60%,50%,40% 和 25% 左右,采用相同的方法培养和抽取气体样品分析。另 10 个土柱模拟土壤由干变湿的过程,即水分的调节是由 WFPS 含量为 25%,40%,50%,60%,70% 到水分饱和状态(也就是 water saturated,以下简称 WS)。每一次测定完后强力抽风 2 h 除去残留乙炔,以确保在此期间的土壤硝化作用能正常进行^[18],每个土柱在水分处

理 16~20 h 测定土壤反硝化的量,以确保供试土壤在水分变化后有足够时间达到最大反硝化量^[13]。全部试验 10 d 完成。

1.3 气体样品的采集与分析

气体样用 2 mL 注射器提取,用丁基橡胶头堵上针眼并迅速分析。试验前对注射器的气密性进行试验,方法是用注射器抽取已知浓度的 N_2O 标准气体室温放置不同时间,然后测定注射器中气体的浓度并与标准浓度进行比较,结果表明在取样后的 6 h 内,样品的测定结果几乎无差异,24 h 后气体损失为 20%。 N_2O 排放量的测定采用美国 Varian 产 GC3800 气相色谱仪,检测器为含 ^{63}Ni 的电子捕获器(ECD),柱子为 porapakR80/100,载气为高纯氮,标准气为北京产 9.6 mL/L N_2O ,另外用瑞典农业大学赠送的浓度为 328 nL/L 的 N_2O 标准气体进行校正,样品稀释用 99.99% 的高纯氮气。

2 结果与分析

2.1 影响土壤反硝化作用的因子试验

水分(H_2O)、硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)、碳(C)以及碳+ $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ($\text{C} + \text{NO}_3^- - \text{N}$)对土壤反硝化作用的影响见图 1。

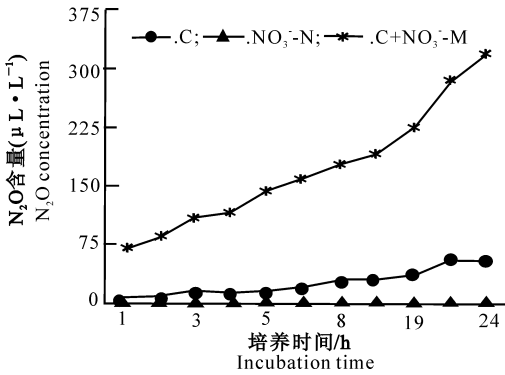
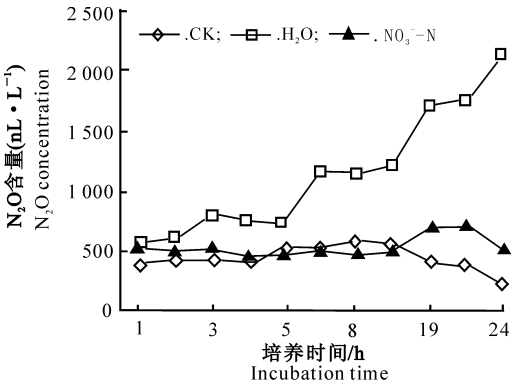


图 1 不同因子对土壤反硝化作用的影响

Fig. 1 Effects of different factors on the soil denitrification

由图 1 可知,供试土壤的 N_2O 产生量与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 关系不大, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 处理与对照土柱的 N_2O 产生量在前 16 h 基本相同,在 17~20 h 才略有升高,每克土的 N_2O 日通量分别是 159 ng 和 86.1 ng。说明土壤本身的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量已能满足反硝化作用的需要,外源 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 不是限制反硝化作用的主要因子。水处理的 N_2O 日通量为 546 ng/g,为对照的 6.3 倍,比外源 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 处理高出 2.5 倍,这表明与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 相比,水分对土壤反硝化作用的影响更

大,这可能是由于水分过多造成土壤含氧量下降,而氧气多少直接影响反硝化酶的合成及其活性^[19],也说明较高的土壤水分含量与土壤反硝化量的增加有一定关系^[20]。与水分相比,碳的作用更为突出。加入葡萄糖后,土壤 N_2O 产生量急剧增加,日通量高达 20.56 $\mu\text{g}/\text{g}$,分别是水处理和外源 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 处理的 37.6 倍和 130 倍。由此可见,在所有供试因子中,土壤碳含量的高低是决定土壤反硝化作用的最重要因子。土壤的反硝化是一个生物化学过程,碳

是微生物活动的能源物质,碳的增加无疑提高了土壤微生物的活性,从而提高了土壤的反硝化势。Yeomans 等^[21]研究发现,底层土壤的反硝化弱并不是缺乏反硝化微生物,而是由于缺乏微生物活动所需要的能源碳。由图 1 还可以看出,碳源充足时,加入 NO_3^- -N 可大幅度提高 N_2O 通量;同时加入碳源和氮源时,土壤 N_2O 的日通量可高达 $108.6 \mu\text{g/g}$,是加入碳源的 5.27 倍。这与文献[3,22]的结论相一致。

2.2 不同氮源及其添加量对土壤 N_2O 排放量的影响

试验中使用的氮源为 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N,再加上乙炔抑制了 N_2O 还原和土壤的硝化作用的发生^[23],故可以认为试验过程中测得的 N_2O 量均来源于土壤的反硝化作用, N_2O 的体积分数或通量(单位时间的排放量)代表了土壤的反硝化作用强度。

2.2.1 硝态氮的影响 由图 2 可见,土壤 N_2O 排放量并不随 NO_3^- -N 加入量的增加而持续上升,而是在一定的范围内, N_2O 排放量随 NO_3^- -N 加入量

的增加而上升,达到最高量后又出现随有效氮加入量增加而下降的趋势。反硝化强度最大的硝态氮源处理为 N300 。这是因为当施氮量较小时,土壤 NO_3^- -N 是土壤反硝化的限制因子,但当土壤的硝态氮含量达到一定值后,水分和碳源将会转换成土壤反硝化的限制因子,在这种状态下土壤氮的反硝化量与施肥量无关,这也与高含量 NO_3^- -N 反而会抑制反硝化作用发生的研究结果相一致^[24]。

Yoshinari 等^[25]研究表明,在实验室条件下,当土壤的 NO_3^- -N 含量低于 100 mg/kg 时,反硝化速率取决于 NO_3^- -N 含量(一级反应);Knowles^[26]的研究指出,土壤 NO_3^- -N 含量为 $40\sim600 \text{ mg/kg}$,反硝化速率不受 NO_3^- -N 含量的影响;Burton 等^[27]则认为,土壤 NO_3^- -N 含量与反硝化速率间无相关关系。当 NO_3^- -N 含量较高时, NO_3^- 还原为 NO_2^- 与生成的 N_2O 间争夺电子,使得细胞质膜内 NO_2^- 大量积累,从而对土壤的反硝化微生物产生毒害作用,进而影响反硝化作用的发生^[28]。

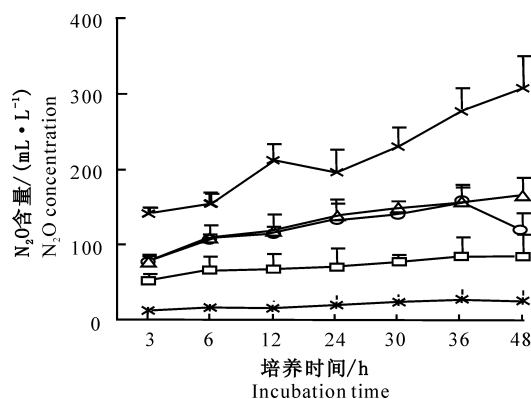


图 2 不同含量硝态氮对土壤 N_2O 排放的影响

— * —, NO; —□—, N50; —△—, N150; —×—, N300; —○—, N450

Fig. 2 Soil N_2O changes with different NO_3^- concentration

2.2.2 亚硝态氮的影响 由图 3 可见,不同 NO_2^- -N 添加量处理的土壤, N_2O 产生量均随培养时间的延续而增加,且土壤 N_2O 排放量随 NO_2^- -N 添加量的增加而上升。 N50 和 N150 处理在培养 30 h 后 N_2O 排放量上升幅度急速增加,而 N300 和 N450 处理则在培养 24 h 后 N_2O 排放量就呈急速上升趋势,说明高含量的 NO_2^- -N 有增加土壤 N_2O 排放的趋势。早在 1956 年就有试验证实,在厌氧条件下反硝化过程首先利用 NO_2^- 作为电子供体而不是 NO_3^- ^[28],也就是说,反硝化作用产生的 N_2O 多

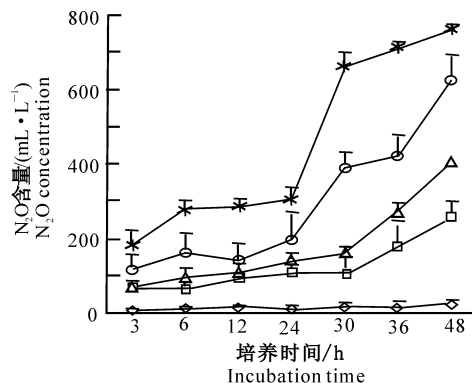


图 3 不同含量亚硝态氮对土壤 N_2O 排放的影响

— * —, NO; —□—, N50; —△—, N150; —×—, N300; —○—, N450

Fig. 3 Soil N_2O changes with different NO_2^- concentration
来源于 NO_2^- 而不是 NO_3^- 。

2.3 土壤干湿交替对土壤 N_2O 排放量的影响

水分状况不仅影响土壤中 N_2O 的生成量,也极大地影响着 N_2O 向大气的传输,在常规水分管理措施下,土壤 N_2O 的排放基本上来自于土壤硝化和反硝化作用都十分强烈的干湿交替阶段。

土壤未经水分处理前,用乙炔培养法测得对照和施肥处理的反硝化损失量(按 N_2O -N 计)分别为 96.32 和 $480.25 \mu\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$,相对应的土壤 WFPS 是 45%,该值与计算的土壤由湿变干过程同等 WF-

PS 时反硝化总量的值接近(对照处理和施肥区分别为 124.8 和 495.92 $\mu\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$),但与土壤由干变湿过程中同等 WFPS 下的值相比高 11% 和 19%。

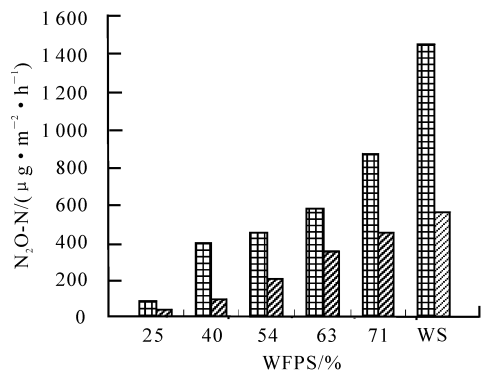


图4 土壤由干变湿过程中反硝化量的变化
■. 施肥处理; ▨. 对照

Fig.4 Denitrificaion changes with soil from dry to wetting
■. N plot; ▨. CK

在土壤由干变湿过程中(图 4),当 WFPS 为 25% 时,无论是对照还是施肥处理,反硝化损失的 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 量都较低,分别仅为 37.58 和 81.87 $\mu\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$;而后随土壤 WFPS 含量的增加 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 量逐渐上升,但施肥处理的土壤 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 量显著高于对照;当水分饱和 (WS) 时,对照和施肥处理的 N_2O 通量分别为 550.22 和 1427.3 $\mu\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$ 。而在土壤由湿变干过程中(图 5),当土壤水分饱和时,对照和施肥处理反硝化损失的 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 量较未进行水分处理前分别增加了 280.9% 和 27.9%,但此时含量并不是反硝化产生 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 量的最大值,其最大值产生在 WFPS 为 70% 时,此时对照和施氮处理的 N_2O 通量分别为 693.4 和 2327.5 $\mu\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$;而后随着土壤 WFPS 含量的减少, N_2O 量迅速下降,当土壤 WFPS 含量达到 24% 时,对照和施氮处理的反硝化损失量分别为 55.35 和 101.3 $\mu\text{g}/(\text{h} \cdot \text{m}^2)$ 。由此可知, N_2O 最大排放速率出现在 WFPS 含量 70% 时,而非水饱和状态,这与 Rudaz 等^[29] 的研究结果一致,原因是 N_2O 在空气中的扩散速率是其在水中扩散速率的 10^4 倍^[30],水分饱和时过多的水分在土壤颗粒表面形成较厚的水膜,不仅影响到反硝化产物中 N_2O 的产生量,而且影响到生成的 N_2O 在土壤中的气体扩散。统计分析表明,土壤 N_2O 通量与土壤 WFPS 成正相关,对施肥处理,土壤由湿变干过程中 $r=0.599(P<0.01)$,土壤由干变湿过程中 $r=0.903(P<0.01)$ 。

3 结 论

1)影响旱地反硝化的主要因子是作为微生物能

也就是说,在同等的土壤 WFPS 含量下,土壤由湿变干过程产生的 N_2O 通量,高于土壤由干变湿过程中的产生量。

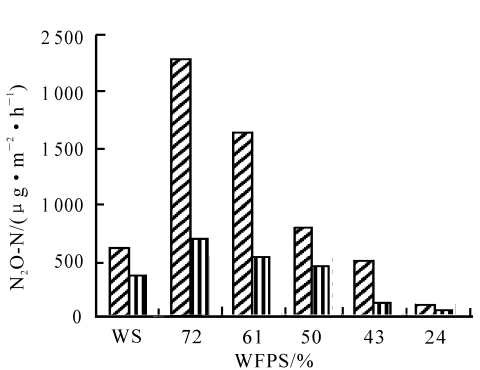


图5 土壤由湿变干过程中反硝化量的变化
■. 施肥处理; ▨. 对照

Fig.4 Denitrificaion changes with soil from wetting to dry
■. N plot; ▨. CK

源和碳源的有机物质,在碳源充足时,土壤的硝态氮含量和水分因子成为限制因子。

2) $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 两种氮源相比较,在一定的碳含量和水分条件下,土壤反硝化强度并不随 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的增加而增大,最大反硝化强度发生在氮源加入量为 300 mg/kg 时;而当氮源为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 时,土壤反硝化强度随 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 加入量的增加而增强。

3)在同等的土壤 WFPS 含量条件下,土壤由湿变干过程中产生的 N_2O 通量高于土壤由干变湿过程;在土壤由干变湿过程中反硝化产生的 N_2O 量随土壤 WFPS 含量的增加而上升;但是在土壤由湿变干过程中产生的 N_2O 量在 WFPS 含量为 70% 时达到最大,而后土壤 N_2O 排放量随土壤 WFPS 含量的减少而下降。施肥处理与不施肥对照 N_2O 通量的变化趋势相同,但是对照的变化趋势相对较小。

[参考文献]

[1] Simona C, Keith A S. The effect of different N substrates on biological N_2O production from forest and agricultural light textured soils[J]. Plant and Soil, 1998, 199: 229-238.

[2] Klemetsson L, Svensson B H, Rosswall T. Relationships between soil and nitrous oxide production during nitrification and denitrification[J]. Biol Fertil Soil, 1988, 6: 106-111.

[3] Houghton J T, Meira Filho L G, Callander B A, et al. Climate changes 1995— the science of climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

[4] Badr O, Probert S D. Nitrous oxide in the earth's atmosphere [J]. Appl Energy, 1992, 41: 177-200.

[5] Isermann K. Agriculture's share in the emission of trace gases

- affecting the climate and some cause-oriented proposal for sufficiently reducing this share[J]. *Environ Pollut*, 1994, 83(1/2): 91-111.
- [6] Axelsson S R J, Lunden B. Experimental results on soil moisture correlation with thermal infrared data[J]. *Soil Sci*, 1985 (1): 11-22.
- [7] 丁 洪, 王跃思, 项虹艳, 等. 灰泥土种不同氮肥品种反硝化损失与 N_2O 排放量的差异[J]. *生态环境*, 2004, 13(4): 643-645.
- [8] 白红英, 韩建刚, 赵一萍. 不同土层土壤理化性状与反硝化酶活性与 N_2O 排放通量的相关性研究[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(3): 193-196.
- [9] 梁东丽, 同延安, Emteryd O, 等. 蔬菜地不同施氮量下 N_2O 逸出量的研究[J]. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2002, 30(2): 73-77.
- [10] 侯爱心, 陈冠雄. 不同种类氮肥对土壤释放 N_2O 的影响[J]. *应用生态学报*, 1998, 9(2): 176-180.
- [11] 黄国宏, 陈冠雄, 韩 冰, 等. 土壤含水量与 N_2O 产生途径的研究[J]. *应用生态学报*, 1999, 10(1): 53-56.
- [12] 华 璐, Vinten A J A, 郑海金. 不同有机物料对土壤 N_2O 排放的影响与调控[J]. *中国环境科学*, 2004, 24(4): 464-468.
- [13] 王连峰, 蔡祖聪. 水分和温度对旱地红壤硝化活力和反硝化活力的影响[J]. *土壤*, 2004, 36(5): 543-546.
- [14] 徐 华, 邢光熹, 蔡祖聪, 等. 土壤水分状况和质地对稻田 N_2O 排放的影响[J]. *土壤学报*, 2000, 37(4): 499-504.
- [15] 邹国元, 张福锁, 巨晓棠, 等. 冬小麦—夏玉米轮作条件下氮素反硝化损失研究[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(10): 1492-1496.
- [16] 梁东丽, 同延安, Ove Emteryd, 等. 土娄土土壤剖面中 N_2O 浓度的时间和空间变异[J]. *生态学报*, 2003, 23(4): 731-737.
- [17] Tiedje J M, Sexstone A J, Myrold D D, et al. Denitrification: ecology niches competition and survival[J]. *J Microbiol Serol*, 1982, 48: 569-583.
- [18] Kamp T, Steindl H, Hantschel R E, et al. Nitrous oxide emissions from a fallow and wheat field as affected by increased soil temperature[J]. *Biol Fertil Soils*, 1998, 27: 307-314.
- [19] Prinn R, Gunold D, Rasmussen R, et al. Atmosphere emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALEGAGE data[J]. *Journal of Geophysical Resources*, 1990, 95: 18369-18385.
- [20] Sexstone A J, Parkin T B, Tiedje J M. Temporal response of soil denitrification rates and irrigation[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, 49: 99-103.
- [21] Yeomans J C, Bremner J M, McCarty G W. Denitrification capacity and denitrification potential of subsurface soils[J]. *Communication in Soil Science and Plant Analyses*, 1992, 23: 919-927.
- [22] 范晓晖, 朱兆良. 农田土壤剖面反硝化活性及其影响因素的研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 1997, 3(2): 97-103.
- [23] Malone J P, Stevens R J. Combining the $15N$ and acetylene inhibition techniques to examine the effect of acetylene of denitrification[J]. *Soil Biol Biochem J*, 1998, 30(1): 31-37.
- [24] Paul E A, Clark F E. Reduction and transport of nitrate soil microbiology and biochemistry [M]. New York: Academic Press, 1989: 147-159.
- [25] Yoshinari T, Hynes R, Knowles R. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1979, 9: 177-183.
- [26] Knowles R. Denitrification[J]. *Microbiol Rev*, 1982, 46: 43-70.
- [27] Burton D L, Beauchamp E G. Denitrification rate relationships with soil parameters in the field[J]. *Commun Soil Sci Plant Anal*, 1985, 16(5): 539-549.
- [28] Nommik H. Investigations on denitrification in soil[J]. *Acta Agric Scand*, 1956, 6: 195-228.
- [29] Rudaz A O, Davidson E A, Firestone M K. Sources of nitrous oxide production wetting of dry soil[J]. *FEMS Microbio Ecol*, 1991, 85: 117-124.
- [30] Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1992, 56: 95-102.