

硝、铵态氮肥对旱地土壤氧化亚氮排放的影响

梁东丽¹, 方日尧¹, 李生秀¹, Ove Enteryd², 张兴昌¹

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2. 瑞典农业大学森林生态系, 瑞典 乌默奥 90183)

摘 要: 用静态箱法在田间研究了黄土性土壤不同水分条件下施用硝态氮肥和铵态氮肥后土壤 N_2O 的排放特点, 并对包括温度、pH、水分等因子的影响进行了探讨。结果表明: 在水分含量为田间持水量的 90% 和 70% 的条件下, 铵态氮肥处理土壤的平均 N_2O 排放量分别为 $233.6 \pm 165.4 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 和 $166.4 \pm 153.3 \mu g / (m^2 \cdot h)$; 而施用硝态氮肥时则仅为 $75 \pm 40.2 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 和 $49.27 \pm 17.0 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 。施肥后短期内, 铵态氮肥排放的 N_2O 量显著高于硝态氮肥处理, 由此可说明黄土性土壤表层土壤 N_2O 的主要来源是土壤氮的硝化过程。在自然矿化条件下黄土性土壤 N_2O 的排放量约为 $17.0 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 。如果把两个水分处理相比较, 土壤水分对铵态氮肥处理土壤 N_2O 的排放影响不明显, 而对施用硝态氮肥的土壤有明显影响, 高水分处理更利于土壤反硝化作用的进行从而增加了土壤 N_2O 的排放量。施用不同肥料种类在施肥后短期内影响土壤的 pH 值和有效 $NO_3^- - N$ 、 $NH_4^+ - N$ 含量, 而反过来土壤水分含量、土壤 pH 以及土壤温度均不同程度地影响着土壤 N_2O 的产生和排放。

关键词: 铵态氮肥; 硝态氮肥; N_2O 排放; 田间持水量; 硝化作用; 反硝化作用
中图分类号: S 158.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-7601(2007) 01-0067-06

现代农业的鲜明特点之一就是氮肥施用量呈指数增加^[1], 而 N_2O 逸出量随氮肥施用量的增加而增加^[2,3], 因此氮肥占全球农业 N_2O 逸出的份额很大^[4]。尽管肥料氮的 N_2O 气态损失相对于总的氮素损失是微不足道的, 但却是农业生态系统中 N_2O 的重要来源^[5]。 N_2O 是土壤硝化和反硝化作用的产物, 它既可在氨氧化过程中形成, 又可以在反硝化过程中产生, 土壤中的硝化和反硝化作用可同时发生, 且形成的 N_2O 产物会随土壤水分、有机氮肥的种类、土壤 pH、农业生产各种管理措施的不同而变化^[6], 但是这两个过程的相对重要性尚不清楚。

N_2O 的排放量与施入土壤的有机及无机氮肥种类有关^[7,9], 肥料类型是影响反硝化作用的重要因素^[9], 许多实验都证实 N_2O 的排放量取决于施入土壤 NO_3^- 和 NH_4^+ 的有效性^[10,11]。在一些情形下, 来自于 NH_4^+ 或者尿素处理的 N_2O 排放量显著超过 NO_3^- 处理^[13]; 也有无论种植作物与否, 施用 KNO_3 处理的 N_2 和 N_2O 排放量高于尿素和硫酸铵处理的报道^[13]; Velt hofet^[14] 在草地施入铵态氮肥和硝态氮肥后观察到 N_2O 气态损失量接近。由此可见, 肥料种类对 N_2O 排放的影响至今尚无定论。本文就不同田间条件水分条件下施入硝态氮肥和铵态氮肥后 N_2O 排放的影响进行探讨, 旨在为搞清黄

土性土壤 N_2O 的主要来源, 采取针对性措施减少氮素损失提供理论依据。

1 材料与方法

试验在国家黄土肥力和肥料试验站进行, 供试土壤的基本农化性状为试验地 0~200cm 土体土壤物理性粘粒高于 230g/kg; 0~20cm 土壤有机质含量是 8.363g/kg, 全氮为 1.573g/kg, $NO_3^- - N$ 为 3.97mg/kg, 速效磷含量为 12.5mg/kg, 速效钾含量为 129.7mg/kg, pH 8.24。

1.1 试验方案

田间小区为 5m×5m 水泥池(深度 1.2m), 试验共设 6 个处理, 肥料处理分为铵态氮肥(尿素)和硝态氮肥(硝酸钾)两个处理, 水分处理包括 70% WHC(硝化作用和反硝化作用最大速率的水分含量水平)^[13] 和 90% WHC(利于反硝化作用的进行)两个水平。试验处理为: (1) 硝态氮肥低水分处理(以下简称 $NO_3^- - N_{low}$); (2) 硝态氮肥高水分处理($NO_3^- - N_{high}$); (3) 铵态氮肥低水分处理($NH_4^+ - N_{low}$); (4) 铵态氮肥高水分处理($NH_4^+ - N_{high}$); (5) 对照低水分处理(low); (6) 对照高水分处理(high)。重复 4 次。氮肥的施用量为 240kg/hm²。

收稿日期: 2005-12-30
基金项目: 国家自然科学基金重点项目(30230230); 国家科技攻关项目(2002BA516A02); 中瑞国际合作项目
作者简介: 梁东丽(1963—), 女, 副教授, 博士, 研究方向为土壤环境化学和环境监测。

1.2 试验方法

田间试验的方法为:试验前整好地,按照水分处理浇水分别至 40%和 60%WHC(田间持水量)水平(供试土壤的田间持水量按 26%计),让地面水分保持这个水平 5~7d,以便土壤中微生物对环境条件产生适应性。试验开始时,按照处理将肥料溶解于水溶液中,然后用洒水壶均匀将水洒在地表,加入水量为 100 mm(相当于降水量为 100 mm),然后用耙子轻轻松动表面土层 2~3 次,并在浇水后 6 h,12 h,24 h,36 h,48 h……分别用 16 L 的密闭气室法测定土壤 N_2O 的通量(用密闭气室法),直至 N_2O 排放量趋于稳定。每次测定气体样品时,密闭气室后分别在 0 min,30 min 和 60 min 用 2 ml 气密性注射器采集土壤气体样品,每个处理各个重复各有 2 个密闭气室,试验共持续 20 d,测定 N_2O 逸出量 24 次。 N_2O 的通量可用 Hutchins 和 Moiser 方程^[19] 计算浓度随时间的变化,以校正随气室中气体累积而引起土壤中 N_2O 浓度梯度的下降。

与此同时采集 0~5 cm,5~10 cm,10~20 cm 土壤样品,每个小区取样 2 个点,分别测定土壤 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、pH、土壤水分含量。每次采集土壤气体的同时测定 5 cm,10 cm,15 cm,20 cm 各个土层土壤温度。

1.3 样品分析

1.3.1 气体样品的采集和分析 气体样品用 2 ml 注射器抽取,用丁基橡胶堵住针眼及时分析。我们

曾对注射器的气密性进行了检验,方法是用注射器抽取已知浓度的 N_2O 标准气放置不同时间后测定 N_2O 浓度并与标准值比较,结果表明在取样后 6 h 内样品的测定结果几乎无差异,24 h 后气体损失 20%(数据未给出)。分析仪器是美国产 Varian GC 3800 气相色谱,检测器为含 ^{63}N 的电子捕获器(ECD),柱子为porapak R 80/100,并为 N_2O 测定专门配置一个气阀(以阻断 2 min 前和 2.8 min 后的气体进入检测器),载气为高纯氮,气流速度为 10 ml/min。标准气为北京产 9.6 ml/L N_2O ,另外用瑞典产浓度为 328.2 μ l/L 的标准气体进行校正,样品稀释用 99.999%的高纯氮气。气相色谱测定 N_2O 的变异系数小于 5%。

1.3.2 土壤样品的采集及分析 土壤 NO_3^--N 、 NH_4^+-N 分析 1 mol/L KCl 浸提,Tector 5020 流动注射分析仪上测定。土壤水分含量测定为烘干重量法。土壤 pH 值为 1:1 水土比,pH 计测定。基础土样土壤有机质的测定采用 K₂Cr₂O₇ 容量法,土壤速效氮为 KCl 浸提流动注射仪分析(Nmin),土壤速效磷为 Olsen 法,土壤速效钾为 1M NH_4 AOC 火焰光度计测定法。

2 结果与分析

2.1 施用铵态、硝态氮肥后土壤 N_2O 的排放

图 1 及图 2 分别为施入硝态氮肥(硝酸钾)和铵态氮肥(尿素)后土壤 N_2O 排放情况的变化。

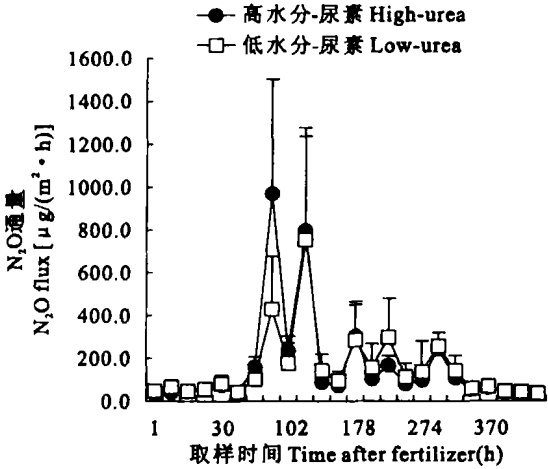


图 1 施入尿素后土壤 N_2O 通量的变化

Fig.1 N_2O flux variation of soil after applied urea

由图 1 可见:在施入尿素后 48 h 内,土壤 N_2O 排放量变化不大,均在 36.52~75.1 μ g/($m^2 \cdot h$) 范围内波动,随着土壤硝化速率增加(见土壤 NO_3^--N 、 NH_4^+-N 变化部分),再加上 54 h 后本地区有

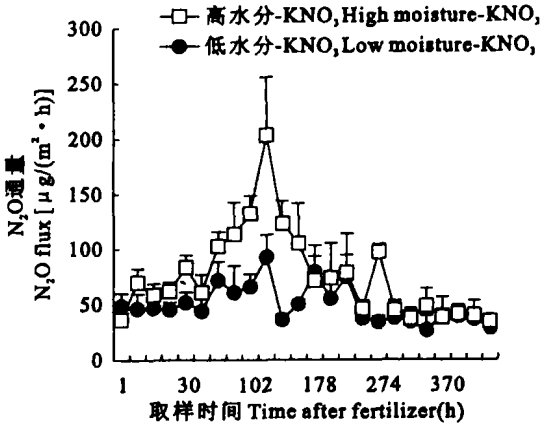


图 2 施入硝态氮肥后土壤 N_2O 通量的变化

Fig.2 N_2O flux variation of soil after applied KNO_3

一次较大的降水,此后 N_2O 排放量急速上升。在降水 8 h 后 N_2O 测定值在低、高水分处理分别为 969.4 μ g/($m^2 \cdot h$) 和 427.9 μ g/($m^2 \cdot h$),而后 N_2O 排放通量持续较高并随温度变化出现一定的波动

(图 4),直至施肥后 322h 亦即 14 d 时才逐渐回到施肥时 N₂O 排放的水平。已有研究表明,在温度 25℃,水分条件为田间持水量的 60%时,黄土性土壤上铵态氮肥的硝化作用可在 8~10 d 内完成^[1]。本研究因在田间条件下进行,温度条件无法控制,因而硝化作用持续的时间延长。两个水分处理相比较,除在降水后的这一次低水分处理测定结果较高外,其余时间两个水分处理间 N₂O 排放量间的差异不显著。

由图 2 可见,在施入硝态氮肥后,低水分处理的 N₂O 排放量在前 48h 基本相当,波动范围为 44.0~51.5 μg/(m²·h),而高水分处理的 N₂O 排放量相对较高且波动范围较大为 36.46~83.5 μg/(m²·h)。在施肥 54h 伴随降水后,两个水分处理的 N₂O 排放量均呈现急速上升的趋势,且最高排放量出现在降水 48h 后,即 N₂O 排放高峰在水分因子后有一定的滞后^[18],高、低水分处理 N₂O 的排放量分别为 203.3 μg/(m²·h) 和 92.8 μg/(m²·h),此后随土壤水分含量的逐渐下降 N₂O 排放量迅速下降,但高水分处理土壤 N₂O 排放量均高于低水分处理。

在硝化过程完成后,施用硝态氮肥和铵态氮肥排放的 N₂O 均来源于土壤 NO₃⁻-N 的反硝化过程和土壤本身的矿化过程,因此比较两个肥料种类在施肥后转化过程中排放量的差异就可反映出肥料种类对排放量的影响。两个肥料种类相比较,施用铵态氮肥时高、低水分处理的 N₂O 平均排放量分别为 233.6±165.4 μg/(m²·h) 和 166.4±153.3 μg/(m²·h);而硝态氮两个水分处理的平均排放量则分别为 75±40.2 μg/(m²·h) 和 49.27±17.0 μg/(m²·h)。

如果把图 1 和图 2 结合起来考虑,就不难看出,供试土壤施入铵态氮肥后 N₂O 排放量高且持续时间较长,亦即硝化作用过程中产生较高量的 N₂O 排放;而施入硝态氮肥后 N₂O 排放呈现显著的瞬间排放特点,其排放量低且持续时间较短,这是因为黄土性土壤表层土壤疏松,利于通气;土表对水分的蒸发,降低了表层土壤的水分含量,增大了充气空间,增加了氧气含量;这两方面都不利于反硝化作用进行,再加上疏松的表层也便于气体交换,产生的 N₂O 气体易于向大气扩散,进一步降低了它的浓度,因而施入硝态氮肥后 N₂O 排放量的减少也就不难理解^[19]。由此可推测黄土性土壤上表层土壤 N₂O 的主要来源为土壤的硝化过程。

2.2 自然矿化条件下黄土性土壤 N₂O 排放量

两个水分处理对照区土壤在试验期间 N₂O 排

放情况见图 3。

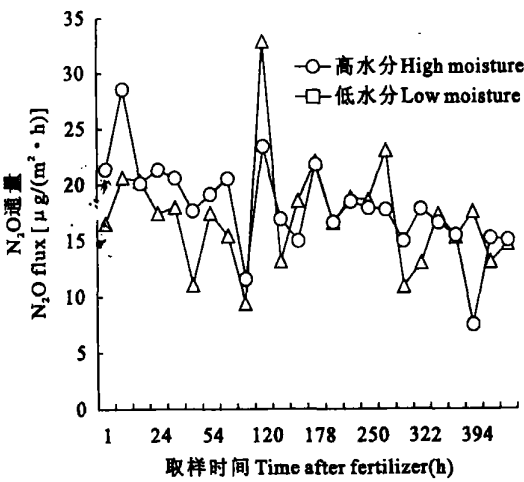


图 3 两个水分处理基础土壤 N₂O 通量的变化

Fig. 3 N₂O flux variation of control plot with different soil moisture

由图 3 可见:很明显在试验开始时,高水分处理的 N₂O 排放量高于低水分处理,但在试验中出现降水后,两个处理的 N₂O 排放量基本接近,整个试验期间高水分处理和低水分处理的 N₂O 平均排放量分别为 16.70±3.7 μg/(m²·h) 和 17.97±4.2 μg/(m²·h),基本接近,也就是说在自然矿化条件下,与土壤水分条件关系不大,黄土性土壤 N₂O 的排放量为 17.0 μg/(m²·h)〔相当于 1.5 kg/(hm²·a)〕。如果把对照处理与施肥处理相比较就不难发现,施肥显著地增加了土壤 N₂O 的排放量,且排放量的变异也相应增大。

2.3 影响 N₂O 排放的因子

土壤微生物控制的硝化和反硝化过程是土壤 N₂O 的重要来源,因此土壤温度、水分、pH 值及土壤无机态氮的水平均影响到 N₂O 的产生和排放;同时施入土壤的铵态氮肥在水解和硝化过程中又改变着土壤 pH 值及土壤无机态氮的水平,后者又依次影响着土壤 N₂O 的排放。

2.3.1 温度 温度对土壤微生物活性有重要的影响,通常认为:硝化菌和反硝化菌最适生长的温度在 25℃~35℃之间,如果不存在其它环境因素的限制,在一定的温度范围内,其生长代谢能力随温度上升而增强。

整个试验期间表层土壤的平均气温为 22.9℃,最高和最低气温分别为 36.0℃和 10.0℃,温度差异悬殊。其中以上午测定时土壤温度最低,中午或者下午测定时温度较高,与此相一致,下午测得的 N₂O 通量显著高于上午的测定值。土壤剖面中不

同土层的温度以表层土壤变化最大,其余各层土壤温度的变异随土层深度增加而减小(如图 4 所示)。很明显,当水分条件相同时,施肥处理土壤 N_2O 排放量随土壤温度的上升而增加,但因为 N_2O 排放还与土壤物理、化学影响因子相联系,因而很难得到土壤温度与 N_2O 排放量间的相关关系。而不施肥处理,在试验的第 250h 时,高、低水分处理 N_2O 排放量与同时期 0~5cm 土层温度的相关系数分别为 0.6401 和 0.5122,均达到 1% 的显著性检验水平。试验结束前的低水分处理第 394h 前测定的 N_2O 通量与同期土壤表层温度达到 5% 显著性检验水平 (1%, $r=0.4348$; 5%, $r=0.413$),由此可见土壤温度对自然矿化状态下的土壤 N_2O 排放起着决定性作用。

2.3.2 土壤 pH pH 3~8 范围内,随 pH 升高,硝化速率和反硝化速率均提高。硝化微生物对酸度较敏感,硝化作用的最佳 pH 为 8。反硝化微生物适宜

的 pH 值范围虽宽 (5~8),而最佳 pH 值则因微生物种类及土壤 NO_3^- 浓度的不同而异^[20],对绝大多数反硝化微生物而言以 pH 6~8 为最佳。

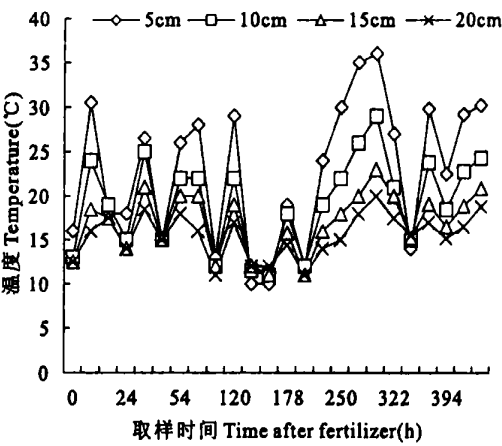


图 4 试验期间土壤温度的变化
Fig. 4 Soil temperature variation during experimental period of different soil layers

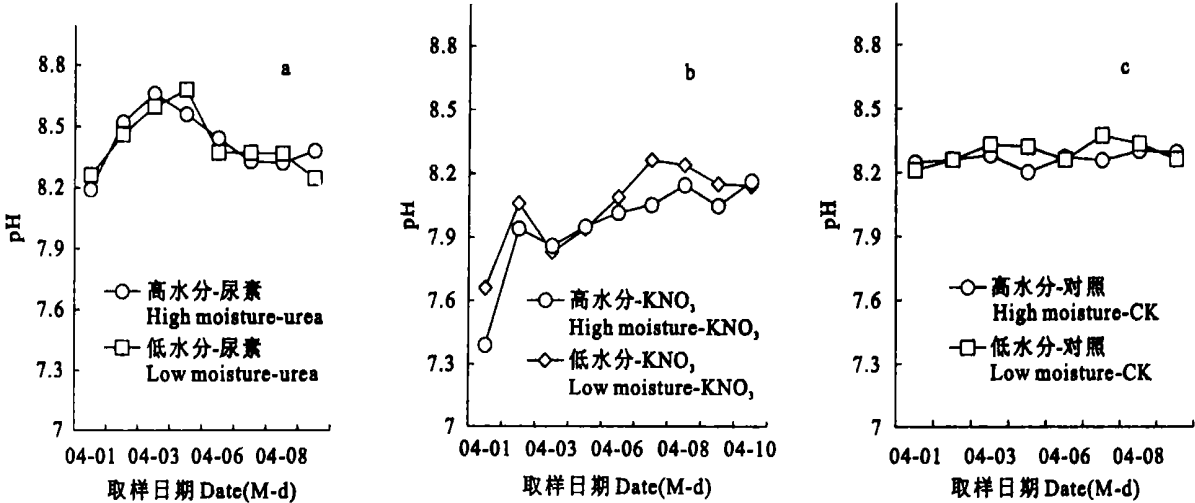


图 5 试验期间各个处理土壤 pH 值的变化
Fig. 5 Soil pH changes during the test period of different treatments

由图 5a 可见,在施入铵态氮肥尿素后,由于碱性的尿素肥料首先发生水解作用,致使在短期内土壤 pH 迅速上升,在施肥 3 天后达到最大值,而后随土壤硝化作用的进行,土壤 pH 逐渐下降,在施肥后大约 9 天后达到供试土壤正常的 pH 水平;两个水分处理相比较,其 pH 变化基本接近。与此相反,图 5b 则显示出,供试土壤在施入硝态氮肥后,土壤 pH 急速下降,高水分含量处理和低水分含量处理土壤起始 pH 分别为 7.39 和 7.66,而后随肥料在土壤的溶解作用以及土壤反硝化作用的进行,土壤 pH 逐渐增加,并大约在施肥 1 周后达到供试土壤正常的 pH 水平,且水分含量高时土壤 pH 略高于水分含量低的处理。对照处理两个水分水平间 pH 值变化不

大,基本波动在 8.21~8.37(图 5c),且高水分含量处理的波动范围略高于低水分处理。
2.3.3 土壤水分含量 水分是影响 O_2 及其它气体的有效性及扩散率、易溶性物质的有效性以及微生物活动^[21]的关键因子,因此其通过控制硝化及反硝化微生物的活性和合成而控制硝化速率^[23]和反硝化速率^[23]。水分含量还影响到土壤碳和氮的矿化^[23],所有这些因素又都影响到 N_2O 的排放量。
试验期间土壤水分变化情况见图 6。由图 6 可见,试验期间高水分处理的土壤水分含量始终高于低水分处理土壤的水分含量,试验开始时高、低水分处理的土壤含水量分别为 23.6% 和 18.6%,而后随土壤蒸发,土壤含水量逐渐下降,但在第 4 天降水

后,两个处理的土壤含水量分别上升为 28.2% 和 26.9%,而后土壤含水量随土壤蒸发损失又逐渐回落,到试验进行的第 20 天,高、低水分两个处理的土壤含水量分别下降为 15.4% 和 14.8%。与此相对应无论是硝态氮处理或者是铵态氮肥处理均出现土壤 N_2O 排放高峰,然后 N_2O 的排放量也逐渐下降。

2.3.4 土壤 $NO_3^- - N$ 和 $NH_4^+ - N$ 的变化 虽然在试验过程中,我们在测定土壤水分和气体通量的同时也对 0~5 cm, 5~10 cm, 10~20 cm 土壤 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_3^- - N$ 含量进行了测定,但由于本试验为田间试验,再加上施肥深度的影响,因而在施用

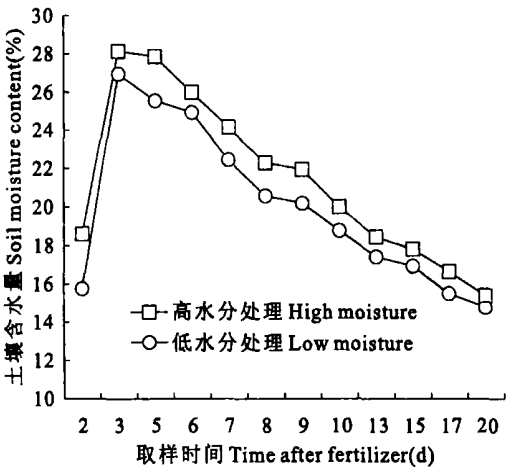


图 6 试验期间土壤水分变化

Fig. 6 Soil moisture change during experimental period for two water treatments

3 结论

在水分含量为田间持水量的 90% 和 70% 的水分条件下,铵态氮肥处理的 N_2O 平均排放量分别为 $233.6 \pm 165.4 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 和 $166.4 \pm 153.3 \mu g / (m^2 \cdot h)$;施用硝态氮肥时两个水分处理 N_2O 排放量分别为 $75 \pm 40.2 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 和 $49.27 \pm 17.0 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 。施肥后短期内,随土壤铵态氮硝化作用的进行,铵态氮肥 N_2O 的排放量急速上升,而后随硝化过程的完成, N_2O 排放量逐渐下降,由此可推测黄土性土壤表层土壤 N_2O 的主要来源是土壤氮的硝化过程。黄土性土壤中施用铵态氮肥排放的 N_2O 量高于硝态氮肥。在自然矿化条件下黄土性土壤 N_2O 的排放量约为 $17.0 \mu g / (m^2 \cdot h)$ 。如果把两个水分处理相比较,土壤水分处理对施用铵态氮肥处理土壤 N_2O 的排放影响不明显,而对施用硝态氮肥的土壤,高水分处理更利于土壤反硝化作用的进行,从而增加了土壤 N_2O 的排放量。

铵态氮肥处理,我们仅得到 0~5 cm 土壤 $NH_4^+ - N$ 含量逐渐下降,而 $NO_3^- - N$ 含量的逐渐升高的曲线(图 7),但是对 5~10 cm 以及 10~20 cm 土壤却无法得到在实验室条件下进行硝化作用时那种完美曲线(数据未给出)。由图 7 可见,在供试土壤的田间条件下,铵态氮肥从第 4 天开始急速的硝化过程,表现为土壤 $NH_4^+ - N$ 含量的迅速下降以及 $NO_3^- - N$ 含量的显著上升。如果把图 1 与图 7 结合起来就不难看出,施用铵态氮肥后 N_2O 急速排放期与土壤硝化过程的急剧发生相一致,以及施用铵态氮肥后排放的 N_2O 主要来源于土壤的硝化过程。

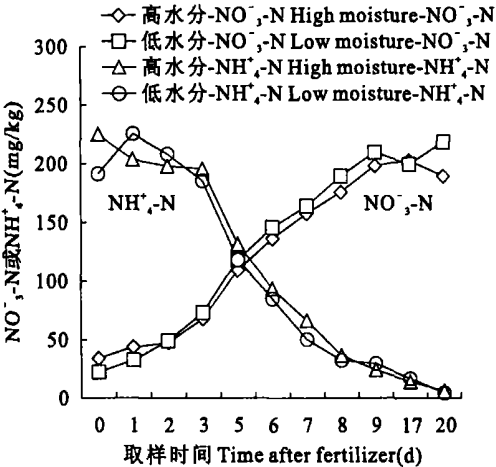


图 7 施用尿素后土壤 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_3^- - N$ 的变化

Fig. 7 Soil $NH_4^+ - N$ or $NO_3^- - N$ changes after applied urea for two water treatments

本试验是在休闲条件下进行的,当有作物生长时,作物通过下列作用影响到土壤微生物的活动,进而影响土壤的硝化和反硝化作用以及 N_2O 的释放。根分泌物对土壤微生物活动的刺激;作物根系活动消耗 O_2 , 从而改变微区的土壤 pH; 作物生长吸收土壤中无机氮和水分;根系生长对土壤结构的影响,形成大孔隙有利于气体的排放。因此有必要对田间作物生长条件下施用硝、铵态氮肥后 N_2O 的排放情况进行详细监测。

参考文献:

[1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences[J]. Eco Appl, 1997, 7: 737-750.

[2] Bouwman A F. Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils[J]. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 1996, 46: 53-70.

[3] Granli T, Bockman O C. Nitrous oxide from agriculture[J]. Norw Jour of Agri Sci, 1994, 12: 120-128.

[4] Birgit W Hutsch, Xiaozhi Wang, Ke Feng, et al. Nitrous oxide emission as affected by changes in soil water content and nitrogen

- fertilizer[J]. *J Plant Nutr Soil Sci*, 1999, 162: 607—613.
- [5] Flessa H, Pfau W, Dorsch P, et al. The influence of nitrate and ammonium fertilization on N_2O release and CH_4 uptake of a well drained topsoil[J]. *Z Pflanzenernaehr Bodenkd*, 1996, 159: 499—503.
- [6] Aulakh M S, Doran J W, Mosier A R. Soil denitrification significance, measurement, and effects of management[J]. *Advances in soil science*, 1992, 18: 5—57.
- [7] Corre M D, Van Kessel C, Pennock D J, et al. Ambient nitrous oxide emissions from different landform complexes as affected by stimulated rainfall[J]. *Commun Soil Sci Plant Anal*, 1995, 26: 2279—2293.
- [8] Kaiser E A, Kohrs K, Kucke M, et al. Nitrous oxide release from arable soil: importance of potential forage crops[J]. *Biol Fert Soil*, 1998, 28: 36—43.
- [9] Sanchez L, Diaz J A, Vallejo A, et al. Denitrification losses from irrigated crops in central Spain[J]. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33: 1201—1209.
- [10] Weier K L, Doran J W, Power J F, et al. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1993, 57: 66—72.
- [11] Skiba U, Smith K A, Fowler D. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 1993, 25: 1527—1536.
- [12] Mulvaney R L, Khan S A, Mulvaney G S. Nitrogen fertilizer promote denitrification[J]. *Biol Fert Soils*, 1997, 24: 211—220.
- [13] Buresh R J, Austin E R. Direct measurement of dinitrogen and nitrous oxide in flooded rice fields[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1988, 52: 681—688.
- [14] Velthof G L, Oenema O, Postma R, et al. Effect of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 1997, 46: 257—267.
- [15] Aulakh M S, Doran D T, Walters A R, et al. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1991, 55: 1020—1025.
- [16] Hutchinson G L, Mosier A R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1981, 45: 311—316.
- [17] 同延安, Enteryd O, 吕殿青. 黄绵土与黄泥巴的硝化作用及氮损失与铵固定[J]. *西北农业学报*, 1999, 8(6): 58—64.
- [18] 梁东丽, 同延安, Ove Enteryd, 等. 灌溉和降水条件下旱地 N_2O 气态损失[J]. *植物营养与肥料学报*, 2002, 8(3): 298—302.
- [19] 梁东丽, 同延安, Ove Enteryd, 等. 黄土性土壤土壤剖面中 N_2O 气态损失的研究初报[J]. *土壤学报*, 2002, 38(6): 802—809.
- [20] Delwiche C C, Bryan B A. Denitrification. *Annu Rev Microbiol*, 1976, 30: 241—262.
- [21] Linn D M, Doran J W. Effects of water filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1984, 48: 1267—1272.
- [22] MacDuff J H, White R E. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content[J]. *Plant and Soil*, 1985, 86: 151—172.
- [23] Keeney D R, Fillery I R, Marx G P. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1979, 43: 1124—1128.

Effects of nitrogen types on N_2O emissions of dry land soil

LIANG Dongli¹, FANG Riyao¹, LI Shengxiu¹, Ove Enteryd², ZHANG Xinchang¹

(1. College of resources and environment, NWUAF, Shaanxi Yangling, 712100;

2. Department of forestry ecology, Sweden Agriculture University, Sweden, Umea, 90183)

Abstract: Based on field experiment the effects of nitrogen fertilizer types on N_2O emissions and influential factors were studied under two different soil water conditions on the loess soil. The results showed that at both 90% WHC and 70% WHC water content, the average N_2O emissions on ammonium treated plots were $233.6 \pm 165.4 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ and $166.4 \pm 153.3 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, whereas those on the nitrate treated plots were $75 \pm 40.2 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ and $49.27 \pm 17.0 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, respectively. In the short period of fertilization, N_2O fluxes from the ammonium plots were higher than that for the nitrate plots. Therefore, the main N_2O sources on the surface of loess soil were from nitrification. Under the natural mineralization, N_2O flux was about $17.0 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ on the tested soil. Soil water status had little influence on the N_2O fluxes from ammonium plot, while it had a large effect on the nitrate plots under the experimental condition. Meanwhile, soil temperature, pH, soil water content had certain influences on N_2O emissions.

Key words: N_2O flux; $\text{NO}_3^- - \text{N}$; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$; water hold capacity (WHC); nitrification; denitrification