

doi:10.11835/j.issn.1000-582X.2013.11.015

三峡库区消落带土壤 N₂O 排放和反硝化影响因子分析

方 芳¹, 高红涛¹, 张曾宇¹, 孙志伟¹, 李 哲¹, 郭劲松^{1,2}

(1. 重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045; 2. 中国科学院重庆绿色智能技术研究院, 重庆 401122)

摘 要:应用乙炔抑制-培养法研究了水分、温度、氮源和碳源等影响因子对三峡库区腹地消落带土壤 N₂O 排放和反硝化作用的影响,并与原位试验结果进行了比较。结果表明,土壤含水量是影响土壤 N₂O 排放和反硝化作用的重要因素,反硝化速率随着土壤充水孔隙度(WFPS)的增加而增大,土壤反硝化速率最大值出现在土壤 WFPS 为 100% 时,N₂O 排放速率最大值出现在土壤 WFPS 为 60% 时。温度在 10~40 °C 范围内,土壤 N₂O 排放速率和反硝化速率随着温度的升高而增大,相关性分析表明,土壤 N₂O 排放速率和反硝化速率均与温度呈显著正相关。外加氮源为 NO₃⁻-N 时,反硝化速率随氮源量的增加有减小的趋势,过多的硝态氮抑制反硝化作用;而添加易被微生物利用的葡萄糖作为碳源则会明显提高土壤反硝化速率,当每千克土加入碳源量为 240 mg 时反硝化速率最大。

关键词:三峡库区;消落带;N₂O 排放;反硝化作用;影响因子

中图分类号:X511

文献标志码:A

文章编号:1000-582X(2013)11-093-08

The influencing factors of N₂O emission and denitrification in the soil of water-level-fluctuation zone in the Three Gorges Reservoir area

FANG Fang¹, GAO Hongtao¹, ZHANG Zengyu¹, SUN Zhiwei¹, LI Zhe¹, GUO Jinsong^{1,2}

(1. Faculty of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing 401122, China)

Abstract: In order to study the influences of water filled pore space (WFPS), temperature, the addition of nitrate (NO₃⁻) and carbon source on N₂O emission and denitrification in the soil of water-level-fluctuation zone in the Three Gorges Reservoir area, C₂H₂ in hibition incubation experiments are applied. Results from experiments in laboratory and in situ field are analyzed. Results show that the WFPS is a main factor determining N₂O emission and denitrification. Denitrification rate increases while the WFPS increases, and the maximum denitrification rate and the maximum N₂O emission rate appear when the WFPS is 100% and 60%, respectively. In addition, while the temperature is between 10 °C and 40 °C, the increase of temperature contributes to the increase of the N₂O emission and denitrification rates. Furthermore, it is found that the N₂O emission and denitrification rates are significantly and positively correlated with temperature. The addition of carbon source could increase denitrification performance in soil. However, the addition of nitrate has a negative impact on the denitrification performance, because nitrogen source is

收稿日期:2013-06-02

基金项目:国家自然科学基金资助项目(51179215);重庆市自然科学基金重点项目(CSTC2012JJB20004)

作者简介:方芳(1973-),女,重庆大学教授,博士生导师,主要研究方向为水环境质量演变与水污染控制,(E-mail) fangfangcq@cqu.edu.cn.

not the main factor determining denitrification performance and excessive nitrate could inhibit the denitrification in these experiments. The addition of glucose, which is a carbon source easily be utilized by denitrifying bacteria, could significantly increase the denitrification rate in soil, and the maximum denitrification rate takes place while the carbon content in per kilogram soil is 240 mg.

Key words: Three Gorges Reservoir; water-level-fluctuation zone; N_2O emission; denitrification; influencing factor

消落带是指江河、湖泊、水库等水体水位因季节性涨落使土地被周期性淹没和出露成陆形成的干湿交替的水陆衔接地带^[1]。三峡库区消落带是三峡水库运行期间水文调度引起的库区水位反季节变化,在库区周围所形成垂直落差达 30 m,总面积为 348.93 km²的广阔区域^[2]。三峡库区消落带是库区能量、物质移动和转化的活跃地带,其生态环境十分脆弱^[3]。

N_2O 是大气中的一种重要痕量气体,目前大气中的 N_2O 体积分数已经达到 3.2×10^{-7} ,且以每年 0.2%~0.3% 的速率递增, N_2O 对环境的危害主要表现在温室效应和臭氧层破坏 2 个方面^[4]。在对流层中, N_2O 能够吸收红外线,引起大气温度的升高; N_2O 进入平流层后,会发生光化学反应,破坏臭氧层,大气中的 N_2O 体积分数每增加 1 倍,就会导致 10% 的臭氧层被破坏,会使到达地球的紫外线辐射增加 20%^[5-6]。

全球 70% 以上的 N_2O 来源于土壤,土壤中微生物的硝化和反硝化作用是产生 N_2O 的主要过程^[7]。影响土壤 N_2O 排放和反硝化作用的因素很多,包括土壤温度、pH、含水率、无机氮含量、有机碳以及土壤的质地和结构等^[8-9]。国内外学者对土壤反硝化和 N_2O 排放影响因素进行了很多研究^[10-12]。孙志高等^[7]研究了湿地土壤的反硝化作用及 N_2O 排放,认为土壤温度和水分条件差异会显著影响湿地土壤 N_2O 排放速率及反硝化速率,而氮素物质基础不是重要因素。Dodla 等^[11]研究认为,有机碳的种类和数量是影响海岸湿地土壤反硝化作用和 N_2O 排放的主要因子。姜宁宁等^[12]研究认为,氮源对菜地土

壤 N_2O 排放有显著影响,并且铵态氮肥处理的 N_2O 排放量明显高于硝态氮肥。不同土壤类型条件下,影响土壤反硝化作用和 N_2O 排放的主要因子是不相同的。目前针对三峡库区消落带土壤 N_2O 排放和反硝化作用影响因子的研究报道还比较少。本研究采集三峡库区忠县石宝镇消落带土壤为供试土样,通过室内培养,分别探讨了土壤含水量、温度、氮源和碳源等对三峡库区消落带土壤 N_2O 排放和反硝化损失(N_2O+N_2)的影响,并将室内试验结果同原位试验结果进行了对比分析,旨在为三峡库区消落带土壤 N_2O 排放和氮素的反硝化气态损失研究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

于 2012 年 3—9 月三峡库区消落带出露期间,采集位于长江干流的重庆市忠县石宝镇消落带(30°24.191'N,108°08.473'E)土样,土壤为紫色土,母质为紫色砂页岩。该地区属亚热带东南季风气候,年平均气温 18.2 °C, >10 °C 的年积温为 5 891.4 °C,年均降雨量为 1 172.1 mm,多集中在 6—8 月。土样采集地的主要植被类型为牛鞭草和狗牙根等,设置一个 10 m×10 m 的典型样地,采用随机布点法,布置 10 个采样点,在每个采样点 1 m 范围内采集 4~5 个原状土壤样品混合。表层原状土壤(0~15 cm)用不锈钢柱状采样器采集,将不锈钢柱状采样器插入土壤 15 cm 深处,然后将不锈钢柱状采样器小心取出,将土样放入聚乙烯袋内带回实验室培养。研究区域消落带土壤的基本理化性质见表 1。

表 1 消落带土壤的基本理化性质

pH	WFPS/%	Eh/mV	容重/(g·cm ⁻³)	OM ^a /(g·kg ⁻¹)	TN ^b /(g·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N ^c /(mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N ^d /(mg·kg ⁻¹)
7.09	18.94	-27.28	1.38	13.98	0.56	32.02	12.31

说明:a. 重铬酸钾法-外加加热法;b. 凯氏法;c. 纳氏试剂光度法;d. 紫外分光光度法

1.2 研究方法

1.2.1 影响因子试验

应用乙炔抑制-培养法研究三峡库区消落带土壤 N₂O 排放和反硝化作用的影响因子^[13-14]。采集表层原状土壤(0~15 cm),过 2 mm 孔筛。称量折合 40 g 干重的新鲜土壤装入 250 mL 广口瓶中,按照每个影响因子的试验设置进行处理,处理完毕后,用带有两根玻璃管的软木塞塞住瓶口,接口用 704 胶密封,两根玻璃管分别接一段硅胶管,用三通阀连接。试验分为两组,其中一组不充乙炔,用于测定土壤的 N₂O 排放速率;另一组在培养前充入 10% 的乙炔处理,即用抽气针筒从培养瓶中抽取 10% (V/V) 的气体弃去,然后抽取同体积净化后的乙炔气体(纯度 > 99.9%) 通入培养瓶中,由于通入 10% (V/V) 乙炔可抑制硝化作用过程中 N₂O 的产生以及反硝化过程中 N₂O 还原为 N₂,所测定的 N₂O 质量浓度代表反硝化速率。处理完毕后放入恒温培养箱内,关闭三通阀,密闭培养 24 h 后用抽气筒抽取 20 mL 培养瓶内气体,测定 N₂O 质量浓度,取样后打开三通阀,保持与大气相通 30 min 后,关闭三通阀,重复前面操作,连续培养 3 d。

分别研究了土壤孔隙含水量(water filled pore space, WFPS)、温度、外加氮源(硝态氮)、外加碳源(葡萄糖)4 个影响因子对消落带土壤 N₂O 排放和反硝化作用的影响,每个影响因子设置若干水平,每个水平 3 次重复。各影响因子试验设置见表 2。

表 2 各影响因子试验设置

水平	WFPS/ %	温度/℃	每千克土氮源 (NO ₃ ⁻ -N) /mg	每千克土 碳源/mg
1	20	10	0	0
2	40	20	15	30
3	60	30	30	60

续表

水平	WFPS/ %	温度/℃	每千克土氮源 (NO ₃ ⁻ -N) /mg	每千克土 碳源/mg
4	80	40	60	120
5	100		120	240

1.2.2 原位试验

2012 年 3—9 月,应用乙炔抑制-原状土柱法在石宝寨消落带进行原位试验研究了消落带土壤 N₂O 排放及反硝化速率的变化及特征,同时测定土壤含水量、土壤温度、硝态氮以及有机质含量等相关指标。

1.2.3 N₂O 分析方法

N₂O 质量浓度用 Agilent 7820A 气相色谱仪分析测定,色谱柱为填充 80/100 目 porapak Q 的填充柱。ECD 检测器、进样口和色谱柱的温度分别为 300、100、70 ℃。定量六通阀进样,进样量 1 mL,载气为高纯 N₂(纯度 > 99.999%),流速为 30 mL/min, N₂O 出峰保留时间为 3 min。

土壤 N₂O 排放速率或反硝化速率为

$$v = M \cdot 1.25 \cdot 10^{-9} \cdot V / (S \cdot t \cdot 10^{-4}), \quad (1)$$

式中: M 为测定的 N₂O 质量浓度, g/mL; V 为培养瓶内的自由空间体积, mL; S 为培养瓶内底面积, m²; t 为培养时间, d。

2 结果与分析

2.1 含水量

含水量影响土壤的通气状况和氧化还原状况,并通过影响土壤中 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 的分布及其对微生物的有效性,来影响土壤硝化作用和反硝化作用,从而影响土壤 N₂O 的产生以及从产生部位向大气中的扩散^[15]。

表 3 不同含水量下 N₂O 排放速率和反硝化速率

g/(hm⁻² · d⁻¹)

处理方式	含水量(%WFPS)				
	20%	40%	60%	80%	100%
反硝化速率(N ₂ O+N ₂)	2.28±1.22bB	20.34±1.81bB	133.51±18.45aAB	145.25±6.30aAB	149.19±3.93aA
N ₂ O 排放速率(N ₂ O)	3.12±1.37b	1.82±0.71b	14.56±7.07a	0.63±0.02b	1.48±0.2b
(N ₂ O+N ₂)/N ₂ O	0.73	11.17	9.17	230.10	101.13

注:表中数字表达为平均值±标准误。表中同一行不同大写字母分别表示在 $P < 0.01$ 水平差异显著,同一行不同小写字母在 $P < 0.05$ 水平差异显著。

表 3 为培养周期 3 d 内的 N_2O 排放速率和反硝化速率,表 4 为 N_2O 排放速率、反硝化速率与各影响因素的相关性分析结果。由表 3 可知,不同土壤含水量下的消落带土壤 N_2O 排放速率(N_2O)和反硝化速率(N_2O+N_2)有较大差异。 N_2O 排放速率变化范围为 $0.63\sim 14.56\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$,反硝化速率变化范围为 $2.28\sim 149.19\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$ 。在本试验条件下,WFPS 为 60% 时,有一个 N_2O 排放的“跃增区”, N_2O 排放速率由 WFPS 为 40% 时的 $(1.82\pm 0.71)\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$ 增大为 $(14.56\pm 7.07)\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$,此时 N_2O 排放速率达到最大值。WFPS 为 60% 处理的 N_2O 排放速率是 WFPS 为 80% 时的 23.1 倍,两者差异显著($P<0.05$)。其他研究者在对稻田和旱地农田 N_2O 排放进行的研究发现,土壤 N_2O 的最大排放速率往往在土壤水分含量(WFPS)为 45%~75% 时出现^[16-17]。本试验条件下,反硝化速率最大值出现在 WFPS 为 100% 时,达到 $(149.19\pm 3.93)\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$,是 WFPS 为 20% 时的 $(2.28\pm 1.22)\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$ 的 65.4 倍。WFPS 大于 60% 时,反硝化速率趋于稳定。相关性分析表明反硝化速率和土壤 WFPS 之间呈显著正相关($r=0.897$, $P<0.05$), N_2O 排放速率和土壤 WFPS 呈负相关。

WFPS 为 20% 时,土壤反硝化速率为 $(2.28\pm 1.22)\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$, N_2O 的排放速率为 $(3.12\pm 1.37)\text{ g}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$,反硝化速率与 N_2O 排放速率比值(N_2O+N_2)/ N_2O 为 0.73,可见此时土壤的反硝化作用较弱, N_2O 产生过程可能以硝化作用过程为主^[7]。除了 WFPS 为 20% 的处理之外,其他含水量条件下,土壤反硝化损失量明显高于 N_2O 排放量,表明高含水量时,反硝化作用可能是导致 N_2O 排放和氮素损失的主要过程。WFPS 为 80% 时, $(N_2O+N_2)/N_2O$ 比值甚至可以达到 230.10,此时,反硝化产物中 N_2 占较高比例。可能原因有 2 方面:一方面土壤含水量较高造成土壤氧含量较低,反硝化作用增强;另一方面土壤中的含水量过大,会形成水膜,阻碍 N_2O 向大气中扩散。有研究表明 N_2O 在空气中传输的速率是其在 水中传输速率的 10^4 倍,使得 N_2O 在土壤中滞留时间延长^[18]。由此导致产生的 N_2O 可被进一步被还原为 N_2 ,这与文献^[19]的结论相一致。

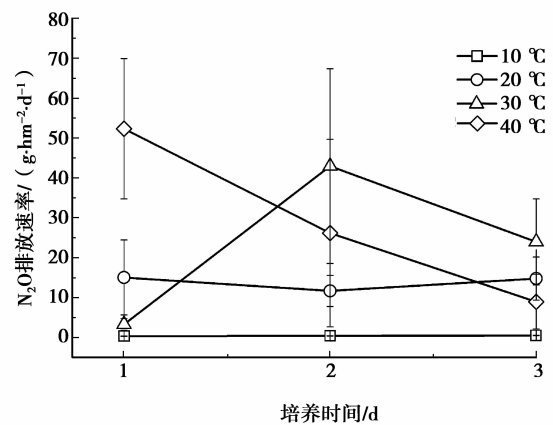
表 4 N_2O 排放速率(r_N)、反硝化速率(r_D)与各影响因素的相关系数

变量	含水量($n=15$)	温度($n=12$)	氮源($n=15$)	碳源($n=15$)
r_N	-0.122	0.699*	0.258	0.169
r_D	0.897**	0.952**	-0.340	0.501

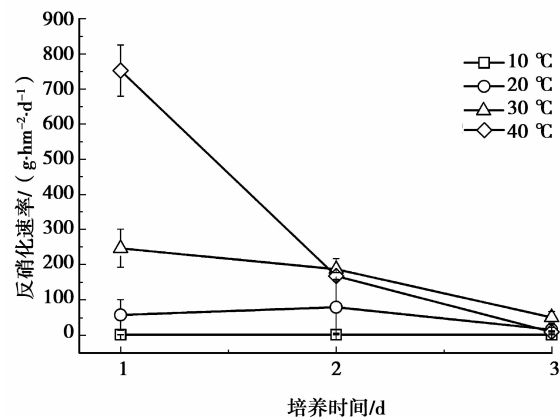
注:* 为在 $P<0.05$ 水平显著相关,** 为在 $P<0.01$ 水平显著相关, n 为样本数。

2.2 温度

温度主要是通过影响微生物的活性,从而影响硝化和反硝化作用速率,进而对 N_2O 排放产生影响^[15]。早期的研究结果表明土壤硝化微生物较适宜的温度为 $15\sim 35\text{ }^\circ\text{C}$,当温度低于 $5\text{ }^\circ\text{C}$ 或者高于 $40\text{ }^\circ\text{C}$ 时,则会抑制硝化作用的发生,而反硝化微生物适宜的温度为 $5\sim 75\text{ }^\circ\text{C}$,微生物硝化作用和反硝化作用强度随温度有显著的变化^[20]。



(a) 不同培养温度下 N_2O 排放速率的变化



(b) 不同培养温度下土壤反硝化速率的变化

图 1 不同培养温度下土壤 N_2O 排放速率和反硝化速率的变化

由图 1 可知,40 °C 时的 N_2O 排放最大速率出现在培养时间为 1 d 时,而其他培养温度下的 N_2O 排放最大速率出现在第 2 天或第 3 天,表明温度升高加快了 N_2O 的排放。当培养温度为 40 °C 时,3 d 培养期内的 N_2O 平均排放速率和平均反硝化速率均最大,分别为 $(29.14 \pm 8.5) \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 和 $(309.71 \pm 21.29) \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。当培养温度为 10 °C 时,3 d 培养期内的 N_2O 排放平均速率和平均反硝化速率分别减小为 $(0.44 \pm 0.016) \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 和 $(0.45 \pm 0.048) \text{ g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 。由表 4 可知,当温度在 10~40 °C 范围内, N_2O 排放速率与温度呈显著正相关($r=0.699, P<0.05$),反硝化速率(N_2O+N_2)与温度呈极显著正相关($r=0.952, P<0.01$)。邹建文等^[21]的研究表明,稻田土壤的 N_2O 排放和土壤温度有显著相关性。郎漫等^[22]在不同培养温度下的研究表明,较高温度会显著促进森林和草地土壤 N_2O 的排放。

温度降低时 N_2O 排放速率和反硝化速率都会随之减小, $(N_2O+N_2)/N_2O$ 比例有明显的降低趋势,培养温度为 40 °C 时, $(N_2O+N_2)/N_2O$ 仅为 10.63,说明反硝化过程氮素气态损失量远高于硝化过程的损失量,并且反硝化氮素的气态损失以 N_2 为主。而当培养温度降低为 10 °C 时 $(N_2O+N_2)/N_2O$ 减小为 1.02,说明相较于培养温度为 40 °C 时,温度较低时有更多的 N_2O 排放。从生化反应所需能量角度,可对这种现象进行较好的解释,即相比于 N_2O 的产生而言, N_2O 转化为 N_2 需要更高的活化能,因此随着温度的降低 N_2O 还原为 N_2 的速率变慢,产生更多的 N_2O ,从而导致 $(N_2O+N_2)/N_2O$ 比例的下降^[23]。

2.3 氮源和碳源

硝酸盐浓度在许多估算 N_2O 排放通量的模型中被作为关键参数,硝态氮含量在一定范围内能够促进 N_2O 的排放^[12]。由于大多数的反硝化细菌是化能异养型,需要有机碳为其提供能量和基质,土壤有机碳可能成为影响土壤微生物反硝化速率的重要因子^[9]。

由图 2 可知,外加氮源处理(N15~N120)的反硝化速率并没有增加。有研究认为,当每千克土壤中 $NO_3^- - N > 25 \text{ mg}$ 时,土壤反硝化速率不受 NO_3^- 含量影响,反硝化作用强度取决有机质等其他影响因素^[9]。培养到第 3 天时,对照组的反硝化速率为

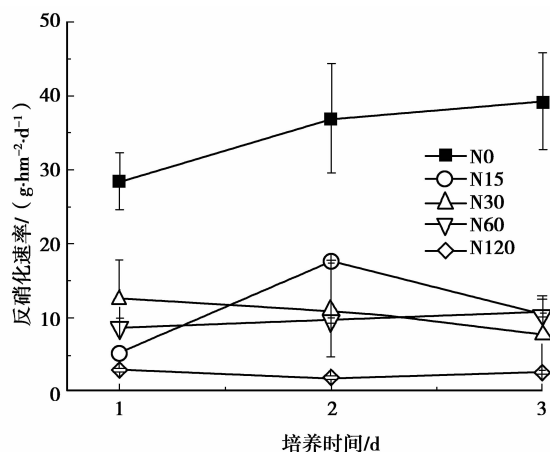


图 2 不同硝酸钾添加量对反硝化作用的影响

(39.3 ± 6.54) $\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,分别是 N15 处理的 3.77 倍和 N120 处理的 14.7 倍。差异显著性分析表明,对照组未经氮源处理(N0)的反硝化速率显著高于外加氮源处理(N15~N120),外加氮源之间的反硝化速率差异不显著($P>0.05$)。此外外加氮源含量越高,反硝化速率反而越小,可能的解释是土壤中 $NO_3^- - N$ 浓度高时,会导致微生物细胞内的 $NO_2^- - N$ 的积累,给微生物造成毒害作用,从而影响反硝化作用的进行^[24]。

由图 3 可知,外加易被微生物利用葡萄糖为碳源可使土壤反硝化速率显著增大。每千克土中碳源加入量为 240 mg 的处理,反硝化速率最大值发生在培养期的第 1 天,是对照处理 C0 最大反硝化速率的 1.95 倍,两者之间差异显著($P<0.05$)。由于异养反硝化微生物需要有机质作为电子供体和细胞能源,当土壤中的氮含量足够时,增加易被微生物利用的碳含量可显著提高反硝化细菌的活性,反硝化速率会随着增大^[11]。Baggs 等^[25]认为是土壤中高含量的易分解有机物质激活了土壤微生物的呼吸作用,加快了土壤氧的消耗和厌氧环境的形成,从而间接增强了土壤生物反硝化作用。外加碳源处理(C30~C120)的反硝化速率在培养期第 1 天时达到最大值,而未经外加碳源处理(C0)的反硝化速率最大值出现在培养期的第 2 天,表明提高土壤易分解碳含量有加快气态氮损失速率的趋势。在培养期的第 2 天和第 3 天,外加碳源处理(C30~C120)和对照组 C0 之间反硝化速率没有明显差异,可能是因此阶段其他影响因子成为土壤反硝化速率的限制因子。

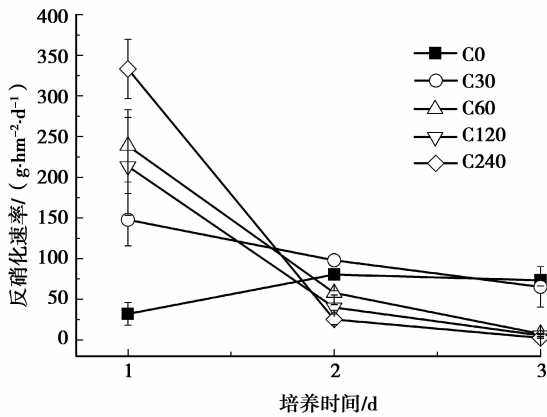


图 3 不同葡萄糖添加量对反硝化作用的影响

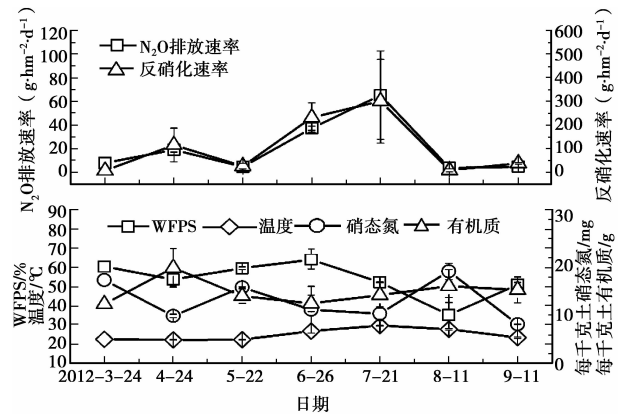
2.4 原位试验结果

由图 4 可知,原位试验消落带土壤的 WFPS 变化范围为 35%~65%, N_2O 排放速率最大值出现在 WFPS 为 52.29% 时,与室内试验 WFPS 为 60% 时, N_2O 排放速率最大的结果相近。原位试验中土壤 WFPS 较高时反硝化速率较大,这与室内试验中 WFPS 升高,土壤氮素损失加强的结论一致。而有些情况下 WFPS 较低,反硝化速率也很大,如 2012 年 7 月 21 日,WFPS 为 52.3%,土壤反硝化速率反而达到最大值为 301.48 $g/(hm^2 \cdot d)$,这可能与此时土壤温度较高有关。从原位试验与室内培养试验结果可以看出,土壤含水量是影响土壤氮素损失的一个重要因子,可以预期在暴雨以及洪水过后一段时间,由于消落带土壤含水率较高,可使消落带土壤反硝化作用加强,造成土壤氮素气态损失的骤增。

消落带土壤 3—9 月份温度变化范围 20~30 $^{\circ}C$, N_2O 排放速率、反硝化速率与土壤温度的变化趋势基本一致,相关性分析表明, N_2O 排放速率和土壤温度呈显著正相关($P < 0.05$),相关系数为 0.584 ($n=13$)。反硝化速率与土壤温度无显著相关性($P > 0.05$, $n=13$)。土壤温度升高, N_2O 排放速率和反硝化速率随着增大,7 月 21 日,土壤温度最大时, N_2O 排放速率和反硝化速率也达到最大值,这与室内试验结论是相一致的。从原位与室内试验结果可以看到,温度是影响消落带土壤 N_2O 排放和反硝化的重要因子,在温度较高的春夏季,消落带土壤会有较高的 N_2O 排放量及反硝化氮素损失量。

原位试验相关性分析表明,反硝化速率与消落带土壤硝态氮、有机质含量没有明显相关性($n=13$,

$P > 0.05$),表明消落带土壤中有较丰富的氮素和有机物质基础,不会成为土壤硝化作用和反硝化作用的限制因子,同时因为在原位试验受到其他影响因子的干扰,从而导致氮源和有机质对土壤反硝化过程的影响不明显。

图 4 田间试验 N_2O 排放速率、反硝化速率、土壤含水量、土壤温度、硝态氮和有机质的季节变化

3 结 论

1) 土壤含水量是影响土壤 N_2O 排放和反硝化的主要因素,WFPS $< 60\%$ 时, N_2O 排放速率随含水量升高而增大,WFPS 为 60% 时, N_2O 排放速率达到最大值;反硝化速率随 WFPS 的升高而增大。WFPS 为 80% 和 100% 时, $(N_2O+N_2)/N_2O$ 比率分别为 230.10 和 101.13,表明高含水量时,反硝化产物以 N_2 为主。

2) N_2O 排放速率和土壤温度存在显著正相关性,在硝化菌和反硝化菌适宜的温度范围(10~40 $^{\circ}C$)内,反硝化速率和 N_2O 产生速率随温度的升高而增大,温度较高时,硝化-反硝化作用的气态产物以 N_2 为主;温度降低时,硝化-反硝化作用的气态产物中 N_2O 所占比例增大。

3) 外加氮源和碳源对反硝化作用的影响是不同的, KNO_3 为外加氮源时会使土壤反硝化速率减小,并且随着硝态氮加入量的增加,这种影响愈发明显。而外加易分解有机碳能显著提高反硝化作用速率。

4) 原位试验与室内试验表明,温度是影响 N_2O 排放和反硝化速率重要因子, N_2O 排放速率与土壤温度呈显著正相关,反硝化速率随温度升高而增大。土壤含水量是影响土壤氮素损失的一个重要因子,

土壤含水量较高时,土壤反硝化速率较大。由于原位试验受到其他影响因子的干扰,导致氮源和有机质对土壤反硝化过程的影响并不明显。

参考文献:

- [1] Wantzen K M, Rothhaupt K O, Mortl M, et al. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue[J]. *hydrobiologia*, 2008, 613(1): 1-4.
- [2] 苏维词, 赵纯勇, 杨华. 三峡库区消落区自然条件及其开发利用评价[J]. *地理科学*, 2009, 29(2): 268-272.
SU Weici, ZHAO Chunyong, YANG Hua. Evaluation on natural conditions of water-level-fluctuating zone (WLFZ) in three gorges reservoir [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2009, 29(2): 268-272.
- [3] 刁承泰, 黄京鸿. 三峡水库水位涨落带土地资源的初步研究[J]. *长江流域资源与环境*, 1999, 8(1): 75-80.
DIAO Chengtai, HUANG Jinghong. A preliminary study on land resources of the water-level-fluctuating zone in the three gorges reservoir[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1999, 8(1): 75-80.
- [4] Solomon S, Qin D, Manning M, et al. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*[M]. Cambridge University Press, 2007.
- [5] Mosier A, Doran J, Freney J. Managing soil denitrification [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 57(6): 505-512.
- [6] Ravishankara A, Daniel J S, Portman R W. Nitrous oxide (N_2O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century[J]. *Science*, 2009, 326 (5949): 123-125.
- [7] 孙志高, 刘景双, 杨继松, 等. 三江平原典型小叶章湿地土壤硝化-反硝化作用与氧化亚氮排放[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(1): 185-192.
SUN Zhigao, LIU Jingshuang, YANG Jusong, et al. Nitrification-denitrification and N_2O emission of typical *Calamagrostis angustifolia* wetland soils in Sanjiang Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(1): 185-192.
- [8] Barnard R, Leadley P W, Hungate B A. Global change, nitrification, and denitrification: a review[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(1): 1-13.
- [9] 张玉铭, 胡春胜, 董文旭. 农田土壤 N_2O 生成与排放影响因素及 N_2O 总量估算的研究[J]. *中国生态农业学报*, 2004, 12(3): 119-123.
ZHANG Yuming, HU Chunsheng, DONG Wensu. The influencing factors of production and emission of N_2O from agricultural soil and estimation of total N_2O emission [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2004, 12(3): 119-123.
- [10] 封克, 王子波, 王小治, 等. 土壤 pH 对硝酸根还原过程中 N_2O 产生的影响[J]. *土壤学报*, 2004, 41(1): 81-86.
FENG Ke, WANG Zibo, WANG Xiaozhi, et al. Effect of soil pH on N_2O production in nitrate reduction[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(1): 81-86.
- [11] Dodla S, Wang J, Delaune R, et al. Denitrification potential and its relation to organic carbon quality in three coastal wetland soils[J]. *Science of The Total Environment*, 2008, 407(1): 471-480.
- [12] 姜宁宁, 李玉娥, 华璐, 等. 不同氮源及秸秆添加对菜地土壤 N_2O 排放影响[J]. *土壤通报*, 2012, 43(1): 219-223.
JIANG Ningning, LI Yu'e, HUA Luo, et al. Effect of different nitrogen sources and straw adding on N_2O emission from vegetable soil [J]. 2012, 43 (1): 219-223.
- [13] Maag M, Vinther F P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures [J]. *Applied Soil Ecology*, 1996, 4(1): 5-14.
- [14] 胡晓霞, 丁洪, 张玉树, 等. 不同菜地土壤硝化与反硝化活性[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(12): 2657-2662.
HU Xiaoxia, DING Hong, ZHANG Yushu, et al. Nitrification and denitrification potential in soils grown with vegetables[J]. 2009, 28(12): 2657-2662.
- [15] Guntinas M, Leiros M, Trasar-Cepeda C, et al. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2012, 48: 73-80.
- [16] 颜晓元, 施书莲, 杜丽娟, 等. 水分状况对水田土壤 N_2O 排放的影响 [J]. *土壤学报*, 2000, 37(4): 482-489.
YAN Xiaoyuan, SHI Shulian, DU Lijuan, et al. N_2O emission from paddy soil as affected by water regime[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2000, 37(4): 482-489.
- [17] 韩建刚, 李占斌, 朱咏莉, 等. 农田土壤中 N_2O 释放的水温特征研究[J]. *土壤通报*, 2004, 35(3): 285-289.
HAN Jiangan, LI Zhanbin, ZHU Yongli, et al. Characteristics of N_2O emissions from farmland responding to water and temperature [J]. *Chinese*

- Journal of Soil Science, 2004, 35(3): 285-289.
- [18] Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56(1): 95-102.
- [19] Andersen A J, Petersen S O. Effects of C and N availability and soil-water potential interactions on N₂O evolution and PLFA composition[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(8): 1726-1733.
- [20] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992.
- [21] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, 等. 稻田 CO₂, CH₄ 和 N₂O 排放及其影响因素[J]. 环境科学学报, 2003, 23(6): 758-764.
ZOU Jianwen, HUANG Yao, ZONG Lianggang, et al. A field study on CO₂, CH₄ and N₂O emissions from rice paddy and impact factors[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2003, 23(6): 758-764.
- [22] 郎漫, 李平, 张小川. 土地利用方式和培养温度对土壤氮转化及温室气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2670-2676.
LANG Man, LI Pin, ZHANG Xiaochuan. Effects of land use type and incubation temperature on soil nitrogen transformation and greenhouse gas emission[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(10): 2670-2676.
- [23] Holtan-Artwig L, Dorsh P, Bakken L. Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(11): 1797-1806.
- [24] 梁东丽, 吴庆强, 李生秀, 等. 旱地反硝化作用和 N₂O 排放影响因子的研究[J]. 西北农林科技大学学报, 2007, 35(12): 93-98.
LIANG Dongli, WU Qingqiang, LI Shengxiu, et al. Influential factors for denitrification and N₂O emission in dry land soil [J]. Journal of Northwest A&F University: Natural Science Edition, 2007, 35(12): 93-98.
- [25] Baggs E, Stevenson M, Pihlatie M, et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage[J]. Plant and Soil, 2003, 254(2): 361-370.

(编辑 郑洁)

~~~~~

(上接第 86 页)

- [32] Gurung A, Van Ginkel S W, Kang W C, et al. Evaluation of marine biomass as a source of methane in batch tests: A lab-scale study [J]. Energy, 2012, 43(1): 396-401.
- [33] 王玉万, 徐文玉. 木质纤维素固体基质发酵物中半纤维素、纤维素和木质素的定量分析程序[J]. 微生物学通报, 1987, 14(2): 82-84.  
WANG Yuwan, XU Wenyu. Quantitative analysis program of lignocellulose solid substrate fermentations of hemicellulose, cellulose and lignin[J]. Microbiology, 1987, 14(2): 82-84.
- [34] 刘昌岭, 朱志刚, 贺行良, 等. 重铬酸钾氧化-硫酸亚铁滴定法快速测定海洋沉积物中有机碳[J]. 岩矿测试, 2007, 26(3): 205-208.  
LIU Changling, ZHU Zhigang, HE Xingliang, et al. Rapid determination of organic carbon in marine sediment samples by potassium dichromate oxidation-ferrous sulphatetrimetry [J]. Rock and Mineral Analysis, 2007, 6(3): 205-208.
- [35] 朱洪龙, 王力生, 蔡海莹, 等. 两种白腐菌降解油菜秸秆效果的研究[J]. 安徽农学通报, 2007, 13(8): 33-35.  
ZHU Honglong, WANG Lisheng, CAI Haiying, et al. Effects of two kinds of white-rot fungi on degradation of rape straw [J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2007, 13(8): 33-35.

(编辑 郑洁)