

pH升高对红壤硝化过程产生N₂O的影响^①

王小治, 孙伟, 尹微琴, 封克

(扬州大学环境科学和工程学院, 江苏扬州 225009)

摘要: 对红壤添加NaOH培养获得不同pH系列的土壤。通过室内培养试验, 研究了3种pH条件下土壤的N₂O排放和无机N的变化情况。结果表明: 硝化活性随土壤pH升高而增强; pH升高增加了土壤N₂O的释放; 纯化学过程对N₂O散发的贡献随pH的升高而降低; Nitrapyrin在pH 4.8和pH 6.0时表现出硝化抑制作用, 在pH 8.5时抑制效果不明显, 且提高了培养期间pH 8.5土壤N₂O的释放量。

关键词: pH; N₂O; 硝化作用; 纯化学过程; 硝化抑制剂

中图分类号: S135

气候变暖是当今全球性的环境问题, 其主要原因是大气中温室气体浓度的不断增加, 除二氧化碳(CO₂)和甲烷(CH₄)外, 氧化亚氮(N₂O)被认为是最重要的温室气体。Rodhe^[1]的研究指出, 1 mol N₂O的增温效应是CO₂的150~200倍, 此外, N₂O在对流层的惰性较大, 存留时间可达110~115年^[2]。自工业革命以来大气中N₂O一直呈增长趋势, 已由工业革命前的 2.88×10^{-4} ml/L上升到现在的 301×10^{-4} ml/L^[3-4], 并且每年以0.25%~0.3%的速度递增。其中热带土壤和农业土壤是全球最主要的N₂O释放源, 其贡献达70%~90%^[5]。已有研究表明, 人类的农业活动是产生N₂O的主要来源^[6], 而且大部分的是在土壤中产生和散发出来的^[7]。

硝化作用和反硝化作用是土壤中N素转化的两个重要过程。土壤pH是影响硝化作用和反硝化作用的重要因素之一, 土壤pH变化对硝化过程中产生N₂O的机理, 如对自养硝化、异养硝化和纯化学过程产生N₂O的影响还缺少研究。由于土壤pH对N₂O净排放的影响复杂, 不同研究者在不同土壤上的研究结果不尽一致, 如有研究报告, 草原土壤上N₂O的散发随pH降低而减少^[8-9]。施用铵态氮肥后, pH 4.7时土壤N₂O的散发量仅为pH 6.7时的1/3^[10]。然而, 森林土壤施用石灰提高pH后, 减少了N₂O的散发^[11]。造成这些差异的主要原因在于采用不同pH的土壤进行比较试验时其原先微生物区间存在较大差异。我国南方地区存在大面积的酸性土壤, 农业生产中常需提高土壤pH。本试验以人为调节红壤pH的方法研究

土壤pH变化对土壤硝化过程及纯化学过程产生N₂O的影响。

1 材料与方法

所用土壤取自中国科学院红壤实验站(江西鹰潭)0~20 cm土层土壤, 土质属壤黏土, 部分基本性状见表1。

表1 红壤基本性状

Table 1 Chemical properties of tested soil

速效 N (mg/kg)	速效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)	pH (H ₂ O)	饱和含水量 (g/kg)
23.73	1.52	35.49	4.8	500

在试验土壤中加入不同量的1 mol/L NaOH溶液, 28℃恒温培养, 其间间隙搅动并测定pH值, 10天后pH基本稳定, 12天后将土风干。获得不同pH系列(pH 4.8、pH 6.0、pH 8.5)的土壤样品。

试验在250 ml的三角瓶中进行, 每瓶装相当于20 g烘干土的风干土。在施入N肥前, 土壤先在50%饱和含水量的情况下培养2天, 以促使微生物的正常活动。稍风干后开始培养试验。本试验在上述3个pH土壤下设置4个处理, 分别为: ①空白, 不加外源N(CK); ②按NH₄⁺-N 100 mg/kg加入硫酸铵溶液处理(用A表示); ③土壤经高压灭菌后, 按NH₄⁺-N 100 mg/kg加入已灭菌的硫酸铵溶液处理(用M表示); ④设置一加硝化抑制剂处理, 以研究pH变化对其抑制效果的影响, 抑制剂选用应用广泛的硝化抑制剂nitrapyrin, 在

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40501035)和江苏省“青蓝工程”项目资助。

作者简介: 王小治(1975—), 男, 江苏新沂人, 博士, 副教授, 主要从事土壤元素循环与环境效应研究。E-mail: xzwang@yzu.edu.cn

按NH₄⁺-N 100 mg/kg加入硫酸铵溶液基础上,同时加入 10 mg/kg nitrapyrin处理(用Y表示)。每处理均有 21 个重复。瓶中土壤水分控制在饱和含水量的 65%,加塞 28℃恒温培养。培养过程中共取样 7 次(分别为培养 4h、8h、1d、2d、4d、8d和 16d)。为了保证在培养过程中有充足的氧气供给,培养前在三角瓶中悬挂装有双氧水的小瓶。

测定时,每处理取 3 个重复,从三角瓶中抽 20 ml 气体注入 18.5 ml真空瓶,供测定N₂O,土壤用于测定 NH₄⁺、NO₃⁻和NO₂⁻等。

N₂O的测定系统采用由Zheng等^[12]改装的Agilent 4890D气相色谱。柱温 55℃,转化器温度 375℃,N₂O用电子捕获检测器检测,检测温度为 330℃,载气为 N₂。N₂O标准气体由国家标准物质研究中心提供。NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N分别用靛酚兰比色法、紫外分光光度法及重氮化耦合比色法测定^[13]。

2 结果与分析

2.1 N₂O的释放

根据培养瓶内N₂O浓度及瓶内体积,扣除在培养开始时各处理瓶内气体所含N₂O量,计算不同处理在培养期间N₂O释放量,结果如图 1 所示。在pH 4.8 土壤中各处理在 16 天的培养期间N₂O的释放量在 N 0.16 ~ 2.15 μg/kg之间,且不同处理的N₂O浓度一直稳定在 0.3 μmol/mol左右,接近大气中N₂O的背景浓度。表明在此pH条件下,硝化作用非常微弱。在 7 次测定中,A处理N₂O释放量比CK处理高出N 0.01 ~ 0.79 μg/kg(在 8h和 8 天时略低于CK处理);Y处理除在培养 8h、1 天和 2 天时略高于CK处理外,其余时间均略低于CK处理;M处理除在培养 8 天时高于CK处理外,其余时间均低于CK处理。其原因在于CK未经灭菌处理,其N₂O来自生物过程和纯化学过程,而M处理中释放的N₂O均来自纯化学过程。比较A和M处理,可知在 16 天的培养时间内,纯化学过程产生的N₂O占总N₂O量的比例为 15.2% ~ 83.8%。硝化抑制剂nitrapyrin在一定程度上抑制了硝化作用的进行,除在 8h和 1 天外,其余时间均降低了N₂O的排放,其释放量为A处理的 13.2% ~ 88.9%。在培养后期,各处理中N₂O浓度均有所下降,主要原因可能是土壤对N₂O的吸附或反硝化作用(N₂O→N₂)所致。

在pH 6.0 土壤中各处理在培养期间N₂O的释放量在N 0.92 ~ 2.89 μg/kg之间,明显高于pH 4.8 处理,纯化学过程产生的 N₂O占总N₂O量的比例为 44.7% ~

71.9% 之间。Y处理降低了N₂O的释放,其释放量为A处理的 31.7% ~ 86.0%,在培养 4 h时抑制作用最为显著。从图 1 中还可看出,N肥施用对N₂O释放量增加幅度不大。

在 pH 8.5 土壤中 CK 处理 N₂O 释放量在 N 2.54 ~ 3.47 μg/kg 之间。在前 3 次取样中,CK、A 和 Y 处理 N₂O 释放量差异不显著,但在培养 2 天时,A 处理 N₂O 释放量达 N 11.34 μg/kg,明显高于 CK 处理(N 4.20 μg/kg)。表明施 N 两天时促进了 N₂O 的排放,此时纯化学过程产生的 N₂O 仅占总 N₂O 量的 0.5%,在其余时间纯化学过程产生的 N₂O 量占总 N₂O 量的比例为 4.1% ~ 32.3%。表明与 pH 4.8 和 pH 6.5 土壤相比,在 pH 8.5 土壤中纯化学过程对于 N₂O 释放的贡献明显下降。在培养 2 天前,添加抑制剂处理(Y) N₂O 释放量与 A 处理差异不显著或明显低于 A 处理,但从第 4 天开始 Y 处理 N₂O 释放量显著高于其他处理,在 8 天时最大,达 N 168.3 μg/kg。16 天时,N₂O 浓度

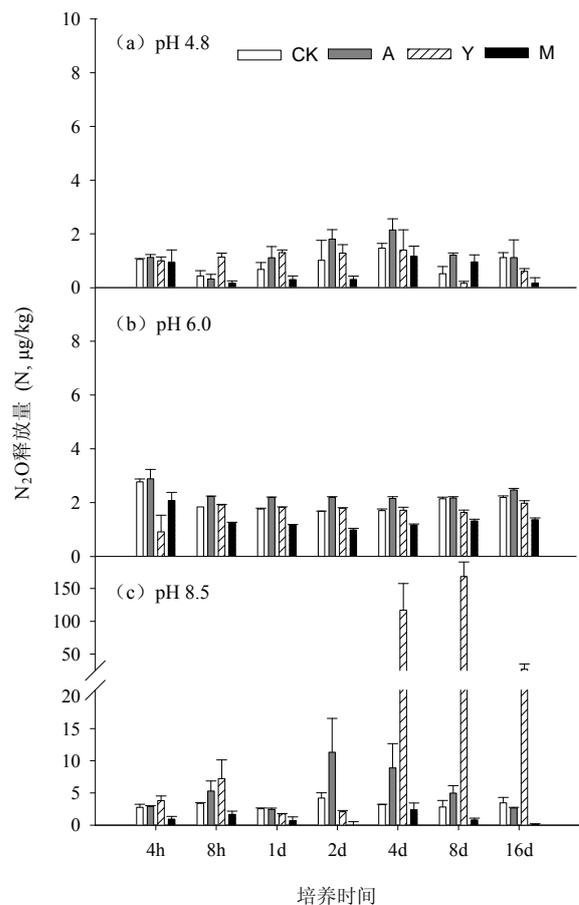


图 1 不同处理在培养期间N₂O释放量

Fig. 1 Amounts of N₂O emission under different treatments during incubation

降低与反硝化作用和土壤吸附有关。

2.2 无机 N 的变化

培养期间在从瓶中抽取供测定 N_2O 的气体后, 即测定土壤 NH_4^+-N 、 $NO_3^- - N$ 和 $NO_2^- - N$ 的浓度, 由于培养期间各处理 $NO_2^- - N$ 浓度几乎均未检测到, 仅将 NH_4^+-N (表 2) 和 $NO_3^- - N$ (表 3) 浓度列出。从表 2 可见, 在 pH 4.8 土壤中各处理在培养期间 NH_4^+-N 的变化幅度很小; 在 pH 6.0 土壤中 CK 处理在 4 h 时 NH_4^+-N 浓度比在 pH 4.8 土壤中高近 N 20 mg/kg, 说明在不同 pH 系列土壤的预培养过程中发生了矿化作用。在培养 4 天时, CK 处理和 A 处理 NH_4^+-N 浓度降低, 表明发生了硝化作用, NH_3 挥发也可能是造成 NH_4^+-N 浓度降

低的原因之一; Y 处理在第 4 天时并未降低, 在第 8 天开始有所降低, 表现出一定硝化抑制作用; 而 M 处理在培养期间 NH_4^+-N 浓度下降不明显。在 pH 8.5 土壤中 CK 处理在培养 4 h 时 NH_4^+-N 浓度与在 pH 4.8 土壤中很接近, 即在不同 pH 系列土壤的预培养过程中并未发生明显 NH_4^+-N 积累。CK 处理在培养 16 天时 NH_4^+-N 浓度达 N 13.6 mg/kg, 比在培养 4 h 时高 N 8.58 mg/kg, 表明在培养期间发生了土壤矿化作用。M 处理在培养期间浓度变化不显著, A 和 Y 处理表现出先略上升后下降的趋势, 表明在培养后期发生的硝化作用或 NH_3 挥发等使土壤 NH_4^+-N 的减少量大于来自矿化作用的增加量。

表 2 不同处理在培养期间土壤 NH_4^+-N 浓度的变化

Table 2 NH_4^+-N concentrations under different treatments during incubation

pH	培养时间	NH_4^+-N (N, mg/kg)			
		CK	A	Y	M
4.8	4 h	8.87 ± 1.74	105.04 ± 0.36	106.09 ± 1.06	105.05 ± 6.10
	8 h	8.24 ± 2.13	106.23 ± 1.18	104.51 ± 0.11	102.65 ± 2.45
	1 d	8.03 ± 0.31	109.80 ± 1.22	107.56 ± 1.37	105.49 ± 1.73
	2 d	8.45 ± 0.56	107.42 ± 0.61	100.48 ± 2.43	103.60 ± 1.36
	4 d	7.82 ± 0.73	108.42 ± 0.61	105.68 ± 0.68	111.68 ± 2.61
	8 d	7.54 ± 0.25	107.63 ± 0.49	104.17 ± 1.59	104.98 ± 1.64
	16 d	9.64 ± 0.70	107.14 ± 5.78	105.82 ± 0.97	106.09 ± 0.55
6.0	4 h	28.50 ± 0.82	137.96 ± 2.74	140.90 ± 0.93	136.19 ± 3.99
	8 h	30.54 ± 0.90	142.14 ± 1.63	139.83 ± 0.90	138.39 ± 5.06
	1 d	27.03 ± 1.43	138.67 ± 0.71	142.59 ± 3.82	130.25 ± 0.90
	2 d	27.07 ± 1.52	140.19 ± 1.80	124.89 ± 2.90	129.42 ± 1.40
	4 d	19.73 ± 1.11	129.19 ± 1.80	126.57 ± 1.94	122.37 ± 5.07
	8 d	19.73 ± 0.89	123.82 ± 1.39	119.05 ± 1.49	126.12 ± 2.86
	16 d	18.66 ± 1.17	123.02 ± 0.85	118.92 ± 1.32	121.09 ± 1.08
8.5	4 h	5.02 ± 0.62	105.85 ± 2.13	101.85 ± 2.59	105.26 ± 2.33
	8 h	8.57 ± 0.33	106.13 ± 7.62	98.81 ± 6.76	106.13 ± 3.47
	1 d	10.53 ± 0.44	109.70 ± 1.33	110.12 ± 1.19	109.47 ± 2.51
	2 d	9.44 ± 0.88	113.31 ± 3.49	105.70 ± 2.34	104.11 ± 4.29
	4 d	9.01 ± 0.66	106.28 ± 3.49	98.92 ± 1.38	104.56 ± 1.20
	8 d	11.72 ± 0.51	102.21 ± 6.15	90.98 ± 2.60	105.47 ± 1.54
	16 d	13.60 ± 0.83	97.50 ± 19.09	82.65 ± 3.07	108.34 ± 7.32

从培养期间土壤 $NO_3^- - N$ 浓度变化可以看出 (表 3), 在 pH 4.8 土壤中各处理 $NO_3^- - N$ 浓度变化幅度很小; 在 pH 6.0 土壤中除 M 处理 $NO_3^- - N$ 浓度在培养期间无明显变化外, 其余处理 $NO_3^- - N$ 浓度在培养后期均有所增加, CK、A 和 Y 处理 $NO_3^- - N$ 浓度在 16 天时比在 4 h 时分别增加 N 4.73、7.23 和 4.95 mg/kg; 而在 pH 8.5 土壤

中在 4 h 时各处理 $NO_3^- - N$ 浓度在 N 27.7 ~ 28.1 mg/kg 之间, 由于原始土壤的 $NO_3^- - N$ 浓度只有 N 4.1 mg/kg, 同时 pH 8.5 土壤在培养初期 NH_4^+-N 浓度变化不大 (表 2), 表明发生硝化作用的 NH_4^+-N 主要来自土壤的矿化作用, 且硝化作用的发生时间主要在土壤 pH 调节过程中。在培养期间各处理 $NO_3^- - N$ 浓度均表

表3 不同处理在培养期间土壤NO₃⁻-N浓度的变化Table 3 NO₃⁻-N concentrations under different treatments during incubation

pH	培养时间	NO ₃ ⁻ -N (N mg/kg)			
		CK	A	Y	M
4.8	4 h	4.14 ± 0.32	4.14 ± 1.78	4.14 ± 0.84	5.60 ± 0.84
	8 h	4.46 ± 1.60	3.34 ± 0.55	2.86 ± 0.00	4.88 ± 0.64
	1 d	3.18 ± 0.32	5.73 ± 0.55	3.82 ± 0.96	4.59 ± 0.32
	2 d	4.14 ± 0.32	5.09 ± 0.84	6.69 ± 1.39	4.59 ± 0.32
	4 d	5.41 ± 0.32	4.78 ± 0.55	5.73 ± 0.64	6.46 ± 1.66
	8 d	4.14 ± 0.32	3.82 ± 0.55	4.78 ± 0.64	5.74 ± 0.64
	16 d	2.22 ± 0.32	2.86 ± 0.96	4.14 ± 0.32	4.30 ± 0.00
	6.0	4 h	2.56 ± 1.04	4.63 ± 0.60	3.94 ± 0.35
8 h		4.97 ± 0.69	5.32 ± 0.69	5.67 ± 0.60	5.47 ± 1.25
1 d		5.67 ± 1.58	4.28 ± 0.35	5.32 ± 0.69	4.78 ± 0.60
2 d		4.97 ± 1.25	6.01 ± 1.38	6.01 ± 0.91	4.22 ± 0.42
4 d		5.67 ± 0.00	5.67 ± 0.60	6.22 ± 0.77	5.26 ± 1.27
8 d		4.97 ± 0.35	9.12 ± 2.10	7.98 ± 1.04	5.81 ± 1.69
16 d		7.29 ± 0.42	11.86 ± 0.60	8.89 ± 1.04	5.96 ± 0.68
8.5		4 h	28.11 ± 0.71	28.21 ± 0.54	28.11 ± 0.97
	8 h	30.16 ± 1.18	30.81 ± 0.71	34.04 ± 1.68	29.81 ± 0.54
	1 d	31.93 ± 0.57	35.39 ± 0.27	35.66 ± 0.54	30.85 ± 0.54
	2 d	33.36 ± 0.27	38.09 ± 0.97	38.89 ± 0.71	31.28 ± 0.93
	4 d	34.44 ± 0.47	39.44 ± 0.27	37.27 ± 0.54	31.68 ± 0.47
	8 d	31.08 ± 2.12	34.84 ± 1.80	26.07 ± 0.80	30.84 ± 0.30
	16 d	21.05 ± 0.30	22.55 ± 1.05	25.57 ± 1.53	30.35 ± 7.73

现出先上升后下降的趋势, M处理NO₃⁻-N浓度的变化幅度较小,在4天时达最大,比在4h时高N 3.93 mg/kg,在16天时最小浓度比最高浓度低N 1.33 mg/kg; CK处理NO₃⁻-N浓度在2天时出现最大浓度,比在4h时高N 6.33 mg/kg,随后降低N 12.31 mg/kg在16天时达最低; A处理NO₃⁻-N最大浓度也出现在4天时,比在4h时高N 11.23 mg/kg,随后降低N 16.89 mg/kg在16天时达最低; Y处理NO₃⁻-N浓度在2天时达最大,比在4h时高N 10.78 mg/kg,随后降低N 12.62 mg/kg在16天时达最低。由此可见,CK、A和Y处理在培养前4天均发生了明显的硝化过程,而在后期均有反硝化过程发生。

3 讨论

我国是农业生产大国,化学N肥用量大,N的利用率却不高,与N肥损失相伴的N₂O的排放量很大。据估算,我国农田N₂O的排放量为N 398 Gg,占全球农田N₂O排放量的11.3%左右,其中由于化肥施用而造成的N₂O的散发量占70%^[14]。土壤pH是影响土壤N₂O

排放的重要因素之一。一般认为,硝化作用在3.4~8.6数值范围内与土壤的pH值呈正相关^[15]。Dancer等^[16]的研究表明,当土壤pH从4.7增高到6.5时,硝化速率增加3~5倍,并指出,土壤pH是判断土壤硝化能力的一个指标。李良谟等^[17]的研究结果也表明,土壤硝化率与土壤pH呈极显著的正相关($r=0.941$),pH为5.6的土壤硝化速率很低,在pH 5.6~8.0范围内硝化速率随土壤pH的升高而增大。杨云等^[15]通过室外盆栽试验研究施尿素条件下影响冬季菜地N₂O排放的主要土壤因素,结果表明不同土壤间N₂O排放具有显著差异,但N₂O排放量与土壤pH值呈弱线性相关。为避免因不同土壤原有微生物区系的差异影响不同土壤pH对N₂O排放影响的评价,本研究采用人为调节pH的方法研究pH变化对红壤硝化过程的影响。结合N₂O释放量以及无机N浓度的变化可以看出,在不同系列pH土壤预培养阶段发生了明显的矿化作用,在pH 6.0土壤中有明显的NH₄⁺-N的积累,而在pH 8.5土壤中在预培养过程中硝化速率与矿化速率相当,NO₃⁻-N浓度明显提高,

而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 相对稳定。本研究结果表明,在pH 4.8 土壤中散发的 N_2O 几乎全部来自纯化学过程,而随着pH升高纯化学过程对释放的 N_2O 贡献率显著降低;在pH 4.8 ~ 8.5 范围内,土壤硝化活性随pH升高而增强,这与李辉信等^[18]研究结果一致。在N 100 mg/kg硫酸铵施N量下,土壤 N_2O 释放量很小,A处理 N_2O 最大释放量发生在pH 8.5 处理培养 2 天时,仅占施N量的 0.006%。

硝化抑制剂的使用效果和影响因素已有较多的研究^[19], nitrapyrin是应用较为广泛的硝化抑制剂,其通过抑制 $\text{NH}_4^+\text{-N}\rightarrow\text{NO}_2^-\text{-N}$ 过程而抑制硝化过程,有研究表明其可降低硝化和反硝化过程中 N_2O 的排放^[20]。本试验结果表明,在 pH 6.0 土壤中对土壤硝化过程表现出一定的抑制作用,在pH 8.5 土壤中抑制效果不明显,在培养后期有较高 N_2O 排放,可能与 $\text{NH}_2\text{OH}\rightarrow\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的过程受到抑制而发生 $\text{NH}_2\text{OH}\rightarrow\text{N}_2\text{O}$ 过程较多有关^[21],另外由于pH升高可提高红壤硝酸还原酶活性^[22],结合培养后期土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度下降,反硝化作用是此时排放 N_2O 的重要来源。但需要指出的是,其最大 N_2O 释放量也仅占施入N量的 0.16%。尽管在培养时在瓶中悬挂了双氧水小瓶以保证氧气供应,培养后期发生的反硝化过程可能主要由于土壤在局部可能存在水分含量较高的区域而发生反硝化作用。本研究选用可抑制自养硝化微生物但不抑制异养微生物的特殊抑制剂 nitrapyrin以期研究pH变化对土壤自养硝化和异养硝化的分别影响,但由于该土壤的硝化活性很低,很难做出明确的区分。该方法可能适用于研究硝化活性较强的土壤硝化过程的变化情况。

4 结论

(1) 在通过人为调节红壤pH而获得的pH 4.8、pH 6.0 和pH 8.5 三种土壤中,土壤硝化活性随pH升高而增强。

(2) pH升高增加了土壤 N_2O 的释放,且高pH条件下培养后期发生明显的反硝化过程,但在N 100 mg/kg硫酸铵施N量下,土壤 N_2O 释放量很小,A处理 N_2O 最大释放量仅占施N量的 0.006%。

(3) pH升高对产生 N_2O 的纯化学过程有明显影响,在低pH条件下纯化学过程对 N_2O 散发的贡献大,而在土壤pH升高到 8.5 时,纯化学过程的贡献很小。

(4) Nitrapyrin在pH 4.8 和 6.0 的土壤上表现出一定的硝化抑制作用,但在pH 8.5 土壤上抑制效果不明显,加抑制剂处理在后期提高了 N_2O 的散发,尽管其占施N量的比例较低,仅为 0.16%,但提示我们在提高田间土壤pH同时施用硝化抑制剂时应关注其对 N_2O 排

放的影响。

参考文献:

- [1] Rodhe H. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science*, 1990, 248: 1217-1219
- [2] Prather M, Derwent R, Enhalt D. Other trace gases And atmospheric chemistry // Houghton JT. *Climate Change*, 1994. Cambridge: Cambridge University Press, 1995: 77-126
- [3] Jenkinson DS. An Introduction to the global nitrogen cycle . *Soli Use & Management*, 1990, 6: 56-61
- [4] Seiler W. Other greenhouse gases and aerosols, nitrous oxides // Bolin, Doos BR, Jager J, Warrick RA. *The Greenhouse Effect, Climatic Change and Ecosystems*. New York: Wiley and Sons, 1986: 170-174
- [5] Delgado JA, Mosier AR. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emission and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux. *J. Environ. Quality*, 1999, 25(6): 1105-1111
- [6] Duxbury JM. The significance of agricultural source of greenhouse gases. *Fertilizer Research*, 1994, 38: 151-163
- [7] Banin A. Global budget of N_2O : The role of soils and their change. *Soil Total Environment*, 1986, 55: 27-38
- [8] Yamulki S, Harrison RM, Goulding KVT, Webster CP. N_2O , NO and NO_2 fluxes from a grassland: Effect of soil pH. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, 29: 1199-1208
- [9] Ellis S, Howe MT, Goulding KWT, Muggleston MA, Dendooren L. Carbon and nitrogen dynamics in a grassland soil with varying pH: Effect of pH on the denitrification potential and dynamics of the reduction enzymes. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, 30(3): 359-367
- [10] Goodroad LL, Keeney DD. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biol. Biochem.*, 1984, 16: 39-43
- [11] Nagele W, Conrad R. Influence of pH on the release of NO and N_2O from fertilized and unfertilized soil. *Biology Fertility of Soils*, 1990, 10: 139-144
- [12] Zheng XH, Wang MX, Wang YS, Shen RX, Gou J, Li J, Jin JS, Li LT. Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: A case study on the rice-based on agro-ecosystem in southeast China. *Chemosphere-Global Change Science*, 1999, 2(2): 207-224
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
- [14] 颜晓元. 水田土壤氧化亚氮的排放(博士学位论文). 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 1998
- [15] 杨云, 黄耀, 姜纪. 土壤理化特性对冬季菜地 N_2O 排放的影响.

- 农村生态环境, 2005, 21(2): 7-12
- [16] Dancer WS, Peterson LA, Chesters G. Ammonification and nitrification of Nassin fluenced by soil pH and previous Ntreatments. *Soil Sci. Amer. Proc.*, 1973, 37: 67-69
- [17] 李良谟, 潘映华, 周秀如, 伍期途, 李振高. 太湖地区主要类型土壤的硝化作用及其影响因素. *土壤*, 1987, 19: 289-293
- [18] 李辉信, 胡锋, 刘满强, 蔡贵信, 范晓辉. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征. *土壤*, 2000, 32(4): 194-197
- [19] 孙志梅, 武志杰, 陈利军, 马星竹. 硝化抑制剂的施用效果、影响因素及其评价. *应用生态学报*, 2008, 19(7): 1611-1618
- [20] Woh JD. A metal evaluation of nitrapyrin agronomic and environmental efectiveness with emphas is on corn production in the Midwestern USA. *Nutrient Cycling in Groecosystems*, 2004, 69: 23-41
- [21] Brady NC. *Nitrogen and Sulfur Economy of Soils* // Brady NC, Weil RR. *The Nature and Properties of Soils*. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 1999
- [22] 封克, 汤炎, 钱晓晴, 王小治, 张素玲. 施用石灰对酸性土壤中氧化亚氮形成的影响. *土壤与环境*, 1999, 8(3): 198-202

Effects of pH on N₂O Emission from Nitrification in Acid Soil

WANG Xiao-zhi, SUN Wei, YIN Wei-qin, FENG Ke

(*College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou, Jiangsu 225009, China*)

Abstract: Three soils with different pH values were obtained from an acid soil by adding NaOH. The relationship between the changes of soil pH and N₂O production from soils in the NH₄⁺ oxidation progress was studied. The results showed with the increase of soil pH nitrification activity and the amount of N₂O production increased while the contribution of pure chemical reaction to N₂O emission from soil decreased. The results also showed that nitrapyrin can inhibit the nitrification in soil with pH 4.8 and pH 6.0, whereas there was no obvious inhibiting effect at soil pH 8.5 and nitrapyrin enhanced the emission of N₂O in the incubation.

Key words: pH, N₂O, Nitrification, Pure chemical reaction, Nitrification inhibitor