不同氮输入对湿地草甸沼泽土 N_2O 排放和有机碳矿化的影响*

李英臣[1,2] 宋长春[1**] 侯翠翠[1,2] 宋艳宇[1,2]

([1] 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012; [2] 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘 要 通过室内培养实验,研究了不同氮输入梯度下(N0: 0 mg·g^{-1},N1: 0.1 mg·g^{-1},N2: 0.2 mg·g^{-1},N3: 0.5 mg·g^{-1})湿地草甸沼泽土 N_2O 排放和有机碳矿化特征,并分析了土壤微生物量碳、氮变化规律。整个培养期(23 d)内,N0、N1、N2 和 N3 处理 N_2O 排放总量分别为 91.12、133.02、147.75 和 303.45 μg·kg^{-1},随氮输入量增大而增大,表明氮输入对 N_2O 排放产生促进作用;氮输入处理的有机碳矿化速率在整个培养期除最后培养阶段外均低于对照,表明氮输入对有机碳矿化有一定的抑制作用;各氮输入处理土壤微生物量碳降低,与对照差异显著($P<0.05$),但各处理间差异未达到显著水平,土壤微生物量氮随氮输入量增大呈线性增加,各处理间差异显著($P<0.05$),表明氮输入影响土壤微生物结构和组成,具体影响机理须进一步探讨。

关键词 氮输入; N_2O 排放; 有机碳矿化; 微生物量碳; 微生物量氮

中图分类号 X511 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)11-2091-06

Effects of nitrogen input on meadow marsh soil N_2O emission and organic carbon mineralization. LI Ying-chen[1,2], SONG Chang-chun[1], HOU Cui-cui[1,2], SONG Yan-yu[1,2] ([1]*Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun* 130012, *China*; [2]*Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, **29**(11): 2091-2096.

Abstract: A laboratory incubation test was conducted to study the effects of different nitrogen inputs (N0: 0 mg·g^{-1}; N1: 0.1 mg·g^{-1}; N2: 0.2 mg·g^{-1}; N3: 0.5 mg·g^{-1}) on the characteristics of N_2O emission and organic carbon mineralization in a meadow marsh soil, and the variation patterns of soil microbial carbon and nitrogen. During the incubation period (23 d), the N_2O emission in treatments N0, N1, N2, and N3 was 91.12, 133.02, 147.75, and 303.45 μg·kg^{-1}, respectively, illustrating that nitrogen input promoted soil N_2O emission. Except at the late phase of incubation, the mineralization rate of soil organic carbon under nitrogen input lowered, suggesting that nitrogen input restrained the mineralization of soil organic carbon to some degree. Compared with treatment N0, the soil microbial biomass carbon in treatments N1, N2, and N3 was significantly lower ($P<0.05$), but no significant difference was observed among the latter three treatments. Soil microbial biomass nitrogen increased linearly with increasing nitrogen input, and there were significant differences among different nitrogen inputs ($P<0.05$). Our results suggested that supplying exogenous nitrogen affected the structure and composition of soil microbes, and the related mechanisms should be studied further.

Key words: nitrogen input; N_2O emission; organic carbon mineralization; microbial biomass carbon; microbial biomass nitrogen.

* 国家自然科学基金项目(40930527,40771189)、国家重点基础研究发展计划项目(2009CB421103)和中国科学院重要方向性资助项目(KZCX2-YW-JC301)。

** 通讯作者 E-mail: songcc@neigae.ac.cn

收稿日期: 2010-04-26 接受日期: 2010-08-18

N_2O 作为当前最受关注的温室气体之一,其在百年尺度上单位质量增温效应约为 CO_2 的 296 倍(IPCC,2001),而且其能够与平流层的 O_3 分子发生光化学反应而使平流层的臭氧层受到破坏(郑循华等,1996)。研究表明,大气中 N_2O 浓度自 1750 年以来一直保持增长趋势(IPCC,2001),2006 年达到 320.1 ng·L^{-1},比 1750 年增加了 119%。大气中 CO_2 浓度 2006 年达到 381.2 mg·L^{-1},比 1750 年增加了 136%(WMO,2006)。土壤微生物主导的硝化-反硝化作用所产生的 N_2O 约占全球大气中 N_2O 总量的 90%(Bouwman,1990)。有机碳矿化是土壤重要的生物地球化学过程,与土壤养分释放和 CO_2 排放有直接关系。国内外很多学者进行了这方面的研究工作,不同的研究者得出的结论有所不同。Verhoeven等(1996)研究表明,氮沉降量高的湿地反硝化作用和 N_2O 排放量高于氮沉降量低的湿地。宋长春等(2006)研究报道,氮输入后 N_2O 的排放量与对照相比提高了 110%。丁洪等(2004)通过对华北平原潮土研究表明,施氮大大增加 N_2O 排放量,N_2O 占施氮量的 2% 左右。Lee 等(1997)和 Aelion 和 Shaw(2000)通过研究证明,氮沉降能大大增加土壤 N_2O 排放。李英臣等(2009)研究发现,在高土壤含水量下,氮输入促进 N_2O 排放,且随氮输入量增大促进作用增强,低氮输入抑制有机碳矿化,高氮输入促进有机碳矿化;在低土壤含水量下,高氮输入对 N_2O 排放有抑制作用,土壤有效碳源可能成为其限制因素。但也有学者通过对热带泥炭地的研究表明,施入铵态氮肥抑制了硝化作用,进而抑制 N_2O 排放(Hadi *et al.*,2000)。Maljanen 等(2003)通过对北方泥炭地研究认为,氮输入在短期内促进 N_2O 排放,但是对 N_2O 年际排放量影响不大。刘德燕等(2008)通过室内培养实验得出,非淹水条件下,低氮输入对土壤有机碳矿化速率影响不显著,高氮输入促进有机碳矿化,而淹水条件下,氮输入抑制土壤有机碳矿化。

湿地作为一种独特的生态系统,在全球变化中发挥着重要作用。三江平原沼泽湿地是我国面积最大、类型最齐全的地区之一,也是近年来湿地开垦面积最大的地区,区内农田面积 50 年代初占平原面积的 6%,而今增至 72%。湿地开垦后,大量的氮磷等营养物质进入天然湿地,必将对湿地生态系统温室气体排放产生影响(刘德燕等,2008)。本研究选取三江平原典型土壤,研究不同氮输入对土壤 N_2O 排放和有机碳矿化的影响,揭示随着外源氮输入的增加,土壤 N_2O 排放和有机碳矿化的变化规律,为湿地生态系统管理和生态评价提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤取自中国科学院三江平原沼泽湿地生态实验站综合试验场,样品取回后充分混合,挑出肉眼可见的根体,一部分自然风干,测定土壤理化性质(表 1);另一部分风干一段时间后过 2 mm 筛,用于培养试验。

1.2 试验设计

称取过 2 mm 孔筛的半风干土 80 g,放入 500 ml 广口瓶中,先加入一定量的水分,预培养 2~3 d,以便激活土壤微生物。实验设 4 个氮输入梯度:N0、N1、N2、N3,净氮输入量分别为 0、0.1、0.2、0.5 mg·g^{-1}。氮肥采用 NH_4NO_3 水溶液的形式,定量加入各培养瓶,均调节至 40% 土壤含水量。用带有 2 根玻璃管的软木塞塞住瓶口,涂上硅胶,2 根玻璃管各接一段硅胶管,其中一根接上三通阀,另一根不封闭,保持瓶内外自由通气,所有培养瓶都在恒温箱中培养,温度为(28±1)℃。培养时间为 552 h,并分别在培养的第 24、96、216、384 和 552 h 抽气。取样前封闭 2 个通气口,密闭培养 24 h 后抽取瓶中气样,每个处理设 3 个重复。取样时,用注射器抽取定量气体,并在 12 h 内完成测定。每次取样完成后测定土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量,培养期结束测定土壤微生物量碳氮。N_2O 和 CO_2 气体用 HP4890 气相色谱仪进行分析,NH_4^+-N 采用 KCl 浸提-靛酚蓝比色法,NO_3^--N 采用 KCl 浸提-比色法,土壤微生物量碳氮测定采用氯仿熏蒸-K_2SO_4 浸提法测定(鲁如坤,2000)。

1.3 数据处理

采用 SPSS 11.5 软件对不同处理数据之间进行 ANOVA 分析和显著性检验 $\alpha = 0.05$,采用 Origin 7.5 进行绘图。

表 1 供试土壤理化性质

Tab. 1 Basic physical and chemical characteristics of soil sample

有机碳 (g·kg^{-1})	TN (g·kg^{-1})	C/N	速效氮 (mg·kg^{-1})	速效磷 (mg·kg^{-1})	速效钾 (mg·kg^{-1})	pH
46.80	2.31	20.26	252.00	8.16	157.85	5.33

2 结果与分析

2.1 土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量变化

如图 1a 所示,N0 处理铵态氮含量在培养 24 h 时达到最大值 32.03 mg·kg^{-1},然后迅速下降,原因可能为硝化细菌利用土壤中可利用性氮源发生硝化作用,96 h 达到最小值 12.12 mg·kg^{-1},然后波动变化,变异系数为 28.9%,N1、N2 和 N3 处理在培养 24~216 h NH_4^+-N 含量变化不大,变异系数分别为 2.33%、5.37% 和 0.38%,在培养 384 h 达到最大值,分别为 95.12、158.95 和 291.70 mg·kg^{-1},然后均迅速下降,N1 和 N2 处理在培养 552 h 达到最小值,分别为 40.07 和 63.75 mg·kg^{-1},N1 和 N2 处理相关性达到极显著水平(P<0.01)。

培养初期 N0 处理 NO_3^--N 含量较低,为 22.42 mg·kg^{-1},然后逐渐升高,至 384 h 达到最大值 67.67 mg·kg^{-1},然后在培养 552 h 又有所下降;N1 处理 NO_3^--N 含量呈逐渐增加趋势,至培养末期达到最大值 128.79 mg·kg^{-1};N2 处理在培养 24~216 h 变化不大,变异系数为 6.84%,在 384 h 达到最大值 216.55 mg·kg^{-1},培养末期又有所下降;N3 处理培养 24 h NO_3^--N 含量较高(290.72 mg·kg^{-1}),随培养进行逐渐降低,至 216 h 达到最小值 270.30 mg·kg^{-1},然后迅速增大,在 384 h 达到最大值 349.37 mg·kg^{-1},在培养末期又有所降低,N0、N2 和 N3 处理相关性显著。

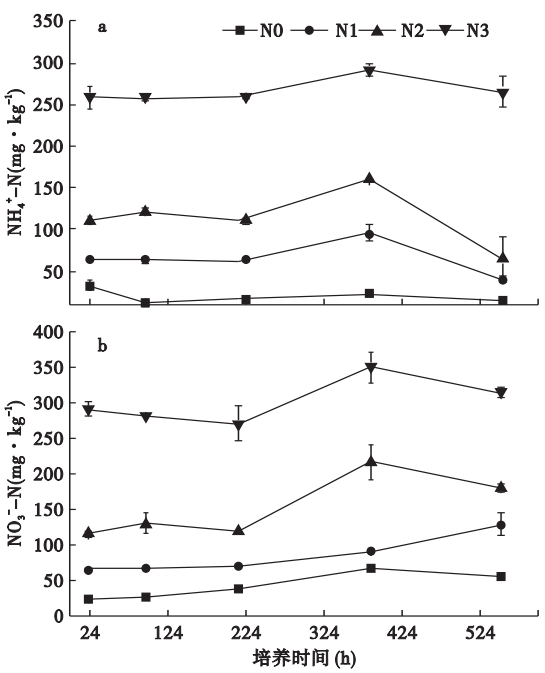


图 1 不同氮输入土壤 NH_4^+-N)(a)和 NO_3^--N (b)含量变化
Fig. 1 Contents of NH_4^+-N (a) and NO_3^--N (b) in different nitrogen input in soil

2.2 土壤 N_2O 排放速率

土壤 N_2O 排放是硝化反硝化共同作用的结果,其排放速率等于硝化与反硝化过程中 N_2O 排放速率之和(孙志高等,2007)。如图 2 所示,氮输入 24 h 后,各处理 N_2O 排放都高于对照,表明氮输入对 N_2O 产生激发效应,促进了 N_2O 排放。N0 和 N1 处理下,N_2O 排放速率的变化趋势一致,均在培养 96 h 达到排放速率最大值,分别为 0.13 和 0.24 μg·kg^{-1}·h^{-1},随培养时间逐渐降低,至培养末期达到相同最小值 0.06 μg·kg^{-1}·h^{-1},N2 处理整个培养期 N_2O 排放速率呈“W”变化趋势,在培养初期即达到最大值 0.30 μg·kg^{-1}·h^{-1},然后波动变化,在培养 552 h 有所升高;N3 处理 N_2O 排放速率呈“V”变化趋势,在 216 h 达到最小值 0.13 μg·kg^{-1}·h^{-1},至培养 552 h 达到整个培养期最大值 0.34 μg·kg^{-1}·h^{-1}。

如表 2 所示,在整个培养期内,N_2O 排放总量随氮输入水平提高而增加,N_2O 排放总量与氮输入之间存在明显的指数关系($y = 96.237e^{2.3077x}$, R^2 = 0.983)。各氮输入处理下,N_2O 排放总量占氮输入量的百分比未出现显著差异;N0、N1、N2 和 N3 处理 N_2O 平均排放速率分别为 0.080、0.133、0.148 和 0.235 μg·kg^{-1}·h^{-1},各处理间差异达到显著水平(P<0.05),表明氮输入促进 N_2O 排放。

2.3 土壤有机碳矿化速率变化

在酸性和中性土壤中 CO_2 的产生可能主要来自于土壤微生物对有机碳的矿化(Bertrand *et al.*, 2007),所以土壤有机碳矿化可以反映微生物活性。如图 3 所示,在培养初期,氮输入处理的土壤有机碳

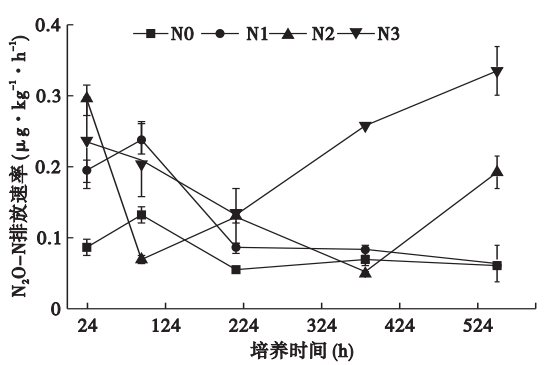


图 2 不同氮输入梯度下土壤 N_2O 排放速率
Fig. 2 N_2O emission rates in different nitrogen input in soil

表2 不同氮输入梯度下 N_2O 排放量变化

Tab. 2 Change of N_2O emission in different nitrogen input soil

氮处理水平	N_2O 平均排放量（$\mu g \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$）	N_2O 排放总量（$mg \cdot kg^{-1}$）	占氮输入量的百分比
N0	0.080	91.12	–
N1	0.133	133.02	0.042
N2	0.148	147.75	0.028
N3	0.235	303.45	0.042

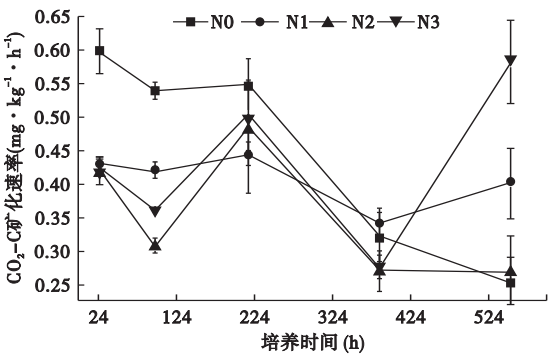


图3 不同氮输入梯度下土壤有机碳矿化速率

Fig. 3 Carbon mineralization rates in different nitrogen input in soil

矿化速率均低于对照，但培养最后均高于对照。N0处理的土壤有机碳矿化速率在培养24 h即达到最大值0.60 $mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$，然后逐渐降低，培养552 h时为最小值0.25 $mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$，N1处理的土壤有机碳矿化速率在开始培养的24～216 h变化不大，变异系数为3.21%，在培养382 h时达到最低值0.34 $mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$，在培养552 h时为0.40 $mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$；N2和N3处理整个培养期有机碳矿化速率呈“W”型变化趋势，N2处理在培养216 h达到最大值0.49 $mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$，N3处理在培养552 h达到最大值0.59 $mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$。

2.4 土壤MBC和MBN含量变化

微生物量虽然只占有机碳组成很少的一部分，但是对外界环境的变化非常敏感，土壤微生物作为一个特殊的营养库，是营养利用的重要决定源，在土壤碳氮循环中起到重要的作用（Kushwaha *et al.*，2000）。从图4可见，在40%土壤含水量下，N0、N1、N2和N3处理下微生物量碳分别为1063.88、756.89、710.88和711.80 $mg \cdot kg^{-1}$，各氮输入水平之间差异不显著，各氮输入处理与对照差异达到极显著水平（$P<0.01$）。土壤微生物量氮随氮输入量增加呈线性增长，各处理间差异达到显著水平（$P<0.05$），表明土壤微生物量氮对外源氮输入响应敏感。

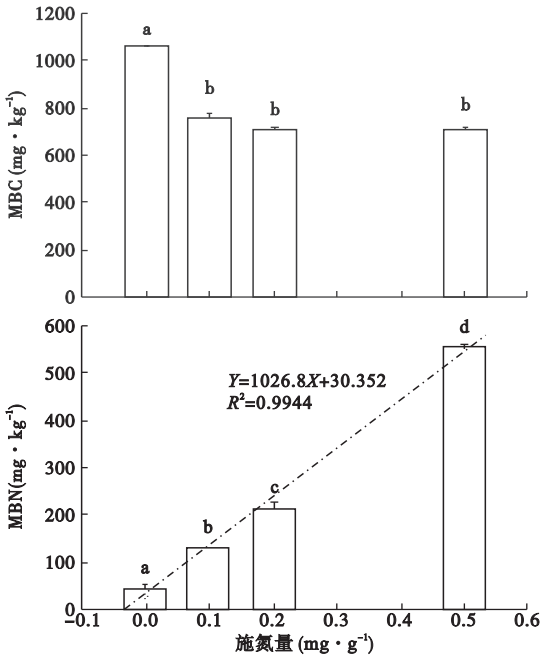


图4 不同氮输入梯度下土壤MBC和MBN含量变化

Fig. 4 Contents of soil microbial carbon and microbial nitrogen in different nitrogen input

3 讨 论

土壤 N_2O 排放是硝化-反硝化共同作用的结果。土壤的硝化-反硝化作用是一个微生物过程，凡是影响土壤微生物活动的因素均影响土壤硝化和反硝化作用（Robertson，1989）。外源氮输入将改变土壤的碳氮循环，土壤微生物活动有其适宜的碳氮比，氮沉降通过改变碳氮比而影响土壤 N_2O 的排放。培养24 h氮输入处理土壤 N_2O 排放都明显高于对照（图2），原因可能为氮输入初期，土壤中有充足的氮源，氮输入刺激了硝化-反硝化细菌的活性，从而促进 N_2O 排放。N0和N1处理的 NH_4^+-N含量虽然在个别培养阶段有所上升，但整体呈下降趋势，相反 NO_3^--N含量整个培养阶段呈上升趋势，表明硝化作用在 N_2O 产生中占主导地位，Wolf和Russow（2000）也得到过类似的研究结果。N2和N3处理的 NO_3^--N含量在整个培养期也呈增加趋势，N2处理的 NH_4^+-N含量在培养最后阶段有所下降，而N3处理则有所上升，原因可能为高氮输入使有效氮源满足土壤微生物利用后仍有剩余。N_2O 平均排放速率都随氮输入量增大而增大，差异达到显著水平（$P<0.05$）。N_2O 排放占氮输入的比例平均为0.037%，各处理间差异不显著。不同的研究者由于不同的土壤类型、水分条件和肥料类型和输入量的

不同结果差异很大。丁洪等(2004)通过对华北平原潮土研究表明,施氮大大增加 N_2O 排放量,N_2O 占施氮量的 2% 左右。Sánchez-Martín 等(2008)研究发现,在 90% 土壤孔隙含水量下,高氮和低氮输入的半干旱耕作土 N_2O 排放占氮输入的比例分别为 62.68% 和 8%;草地土壤则为 118% 和 2.1%,大大高于本研究的结果。原因可能为湿地生态系统为氮限制系统,含有丰富的有机碳,氮输入后相当一部分碳被各种土壤微生物吸收,使土壤微生物量氮增大(图 4)。

土壤有机质是土壤微生物能源和营养的主要来源(吴建国和吕佳佳,2008)。由于土壤加水后的复水效应,激活了土壤中微生物活性,使对照处理土壤有机碳活性较高(图 3),但氮输入处理的有机碳矿化速率低于对照,原因可能是输入的氮源与土壤中木质素结合生成更稳定的有机物(Ågren *et al.*, 2001),进而抑制有机碳矿化,具体原因仍有待进一步研究。N1 处理土壤有机碳矿化速率在整个培养期呈下降趋势,与 N_2O 排放速率的变化趋势基本相同,原因可能为随培养进行,有效碳源成为微生物活动的限制因素(Stapleton *et al.*,2005)。

土壤有机碳矿化速率和 N_2O 排放速率之间相关性不显著,原因可能与其他因子如氮可利用性的协同作用有关。Kaye 和 Hart(1997)指出,当基质中碳氮比低于 30∶1 时,微生物在理论上不受氮限制。本研究土壤碳氮比为 20.26,但是土壤微生物量碳在氮输入后明显降低,而土壤微生物量氮含量则随氮输入量的增加而呈线性增加趋势,表明氮输入可能改变了土壤微生物群落结构或组成,使氮输入的"N"很大一部分储存于微生物中,这与 Bradley 等(2006)研究得出氮输入短期就可改变微生物群落组成的结论相同。本研究中氮输入抑制土壤有机碳矿化速率(图 3),并促进了土壤 N_2O 排放(图 2),原因可能为氮输入后促进了硝化-反硝化微生物的生长,而抑制了其他微生物活性的综合结果,但是具体的影响机理仍需进一步研究。

4 结 论

氮输入初期对 N_2O 排放产生激发效应,使氮输入处理 N_2O 排放高于对照,氮输入促进土壤 N_2O 排放总量,随着氮输入量的增大,N_2O 排放量增大。

氮输入后除最后培养期有机碳矿化速率高于对照外,其余时期均低于对照,表明氮输入短期内对有机碳矿化有一定的抑制作用。

氮输入后土壤微生物量碳降低,而土壤微生物量氮线性增加,表明氮输入可能改变了土壤微生物的结构或群落组成,但具体改变状况仍需进一步研究。

参考文献

丁 洪, 王跃思, 李卫华. 2004. 玉米-潮土系统中不同氮肥品种的反硝化损失与 N2O 排放量. 中国农业科学, **37**(12): 1886-1891.

李英臣, 宋长春, 刘德燕, 等. 2009. 不同氮输入梯度下草甸沼泽土反硝化损失和 N_2O 排放. 环境科学研究, **22**(9): 1103-1107.

刘德燕, 宋长春, 王 丽, 等. 2008. 外源氮输入对湿地土壤有机碳矿化及可溶性有机碳的影响. 环境科学, **29**(12): 3525-3530.

鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社.

宋长春, 张丽华, 王毅勇, 等. 2006. 淡水沼泽湿地 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放通量年际变化及其对氮输入的响应. 环境科学, **27**(12): 2369-2375.

孙志高, 刘景双, 杨继松, 等. 2007. 三江平原典型小叶章湿地硝化-反硝化与氧化亚氮排放. 应用生态学报, **18**(1): 185-192.

吴建国, 吕佳佳. 2008. 土壤有机碳和氮分解对温度变化的响应机制. 生态学杂志, **27**(9): 1601-1611.

郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 1996. 稻麦轮作系统中土壤湿度对 N_2O 产生与排放的影响. 应用生态学报, **7**(3): 273-279.

Aelion CM, Shaw JN. 2000. Denitrification in South Carolina (USA) coastal sediments. *Journal of Environmental Quality*, **29**: 1696-1703.

Ågren G, Bosatta E, Magill AH. 2001. Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. *Oecologia*, **128**: 94-98.

Bertrand I, Delfosse O, Mary B. 2007. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**: 276-288.

Bouwman AF. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere// Bouwman AF, ed. Soil and the Greenhouse Effect. Proceedings of the International Conference on Soils and the Greenhouse Effect. New York: John Wiley and Sons: 61-127.

Bradley K, Drijber RA, Knops J. 2006. Increased N availability in grassland soils modifies their microbial communities and decreases the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biogeochemistry*, **38**: 1583-1595.

Hadi A, Inubushi K, Purnomo E, *et al*. 2000. Effect of land-use changes on nitrous oxide (N_2O) emission from tropical peatlands. *Chemosphere-Global Change Science*, **2**: 347-358.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press.

Kaye JP, Hart SC. 1997. Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**: 139-143.

Kushwaha CP, Tripathi SK, Singh KP. 2000. Variations in soil microbial biomass and N availability due to residue and tillage management in a dryland rice agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, **56**: 153-156.

Lee RY, Joye SB, Roberts BJ, *et al*. 1997. Release of N_2 and N_2O from salt marsh sediments subject to different land derived N loads. *Biological Bulletin*, **193**: 292-293.

Maljanen M, Liikanen A, Silvola J, *et al*. 2003. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**: 1-12.

Robertson GP. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: Potential controls on nitrogen retention// Proctor J, ed. Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems. Oxford: Blackwell Scientific: 55-69.

Sánchez-Martín L, Vallejo A, Dick J, *et al*. 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emission from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 142-151.

Stapleton LM, Crout NMJ, Sawstrom C, *et al*. 2005. Microbial carbon dynamics in nitrogen amended Arctic tundra soil: Measurement and model testing. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**: 2088-2098.

Verhoeven JTA, Keuter A, Logtestijn RV, *et al*. 1996. Control of local nutrient dynamics in mites by regional and climatic factors: A comparison of Dutch and Polish sites. *Journal of Ecology*, **84**: 647-656.

Wolf I, Russow R. 2000. Different pathways of formation of N_2O, N_2 and NO in black earth soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**: 229-239.

World Meteorological Organization (WMO). 2006. Annual Greenhouse Gas Bulletin [R/OL]. [2007-11-23]. http://wmo.ch/pages/prog/arep/gaw/ghg/ghgbull06_en.html.

作者简介 李英臣,男,1982年生,博士研究生。主要从事湿地环境变化与物质循环研究。E-mail: liyingchen06@mails.gucas.ac.cn

责任编辑 魏中青