

DOI: 10.11766/trxb201507280291

外源性 NH_4^+ 和 NO_3^- 输入对亚热带人工林土壤 N_2O 排放的影响*

王磊¹ 程淑兰² 方华军^{1†} 于贵瑞¹ 党旭升¹
李晓玉¹ 司高月² 耿静¹ 何舜²

(1 中国科学院地理科学与资源研究所, 生态系统观测与模拟重点实验室, 北京 100101)

(2 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要 中国亚热带人工林处于全球氮沉降高值区, 土壤氮素相对富集, 土壤氧化亚氮(N_2O)产生与排放对外源性氮素输入响应敏感。然而, 现有氮沉降模拟控制实验多采用单一氮肥类型, 没有原位区分氧化态氮与还原态氮素影响的差异。以千烟洲亚热带湿地松林为研究对象, 增氮控制实验采用随机区组设计, 包括2种形态(NO_3^- 、 NH_4^+)和3个施氮水平(0、40、120 $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)。利用静态箱一气相色谱法高频(8次月⁻¹)测定土壤 N_2O 净交换通量以及温度、水分、溶解性氮含量等相关环境变量, 分析土壤 N_2O 通量对外源性氮素输入响应特征及主控因子。结果表明: 施氮不影响亚热带人工林土壤温度和水分, 显著增加了土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和总溶解性氮(TDN)的含量, 对溶解性有机氮(DON)含量无显著影响。施氮显著促进亚热带人工林土壤 N_2O 排放, 增幅为378%~847%, 施加 NH_4Cl 的促进效应显著高于 NaNO_3 。土壤 N_2O 通量与10 cm土壤温度、10 cm土壤体积含水量呈正相关, 土壤 N_2O 通量的变化量与土壤无机氮含量的变化量呈正相关。上述研究结果表明, 虽然水热因子驱动着亚热带人工林土壤 N_2O 的排放, 但是氮素富集条件下土壤 N_2O 的增加主要由底物可利用性的变化所致, 并且还原态 NH_4^+ 的促进效应显著高于氧化态 NO_3^- 。

关键词 大气氮沉降; 土壤 N_2O 通量; 主控因子; 硝化; 反硝化; 亚热带人工林

中图分类号 Q154 **文献标识码** A

氧化亚氮(N_2O)是大气中第三大温室气体, 百年尺度上单分子 N_2O 的增温潜势(GWP)是 CO_2 的298倍, 对全球变暖的贡献约占6.01%^[1]。除温室效应外, N_2O 进入平流层被进一步氧化为NO, 破坏臭氧层^[2]。全球 N_2O 排放源估计为17.7 Tg a^{-1} , 陆地植被和土壤贡献约53.1%^[1]。其中, 热带和亚热带森林 N_2O 释放量估计为0.9~3.6 Tg a^{-1} , 占全球 N_2O 收支平衡的14%~23%^[2]。大气中的 N_2O 通过一

系列光解反应生成含氮化合物, 并最终通过干湿沉降返回地表, 全球 N_2O 的汇估计为12.6 Tg a^{-1} ^[1]。过去250年来, 人类活动导致大气氮沉降增加了3倍^[3], 相应地增加了陆地生态系统氮的可利用性和 N_2O 排放量, 进而加剧了全球变暖, 并扰乱了陆地生态系统碳氮平衡^[4]。

土壤 N_2O 主要通过硝化和反硝化过程产生, 受温度、水分、氮素有效性、溶解性碳含量以及pH

* 国家自然科学基金项目(41471212, 31470558, 31290221)、国家重点基础研究发展计划项目(2012CB417103)和中国科学院地理科学与资源研究所“秉维”优秀青年人才基金项目(2011RC202)共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41471212, 31470558, and 31290221), the National Key Research and Development Program (No. 2012CB417103), and the Bingwei's Funds for Young Talents of Chinese Academy of Sciences (No. 2011RC202)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: fanghj@igsrr.ac.cn

作者简介: 王磊(1991—), 男, 内蒙古海拉尔人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳氮生物地球化学研究。E-mail: jingtian-551@163.com

收稿日期: 2015-07-28; 收到修改稿日期: 2015-09-10

等多个因素的影响^[5]。大气 NH_4^+ 和 NO_3^- 沉降直接增加介导土壤硝化、反硝化功能微生物群落的底物，能够增加^[6]、降低^[7]或不改变^[8]土壤 N_2O 排放，取决于生态系统氮饱和状态。基于全球氮添加实验数据的集成分析（Meta analysis），Lu等^[9]得出氮添加导致土壤 N_2O 释放平均增加了216%。虽然土壤 N_2O 排放对外源性氮素输入的响应以促进为主，但是其相对贡献依然存在硝化和反硝化之争论，响应曲线也存在线性和非线性之分歧^[5]。例如，一些研究发现反硝化作用是亚热带森林土壤 N_2O 排放的主要来源，而另外一些研究却认为硝化作用在土壤 N_2O 排放中起主导作用^[10-11]。研究结果的不一致可能归因于生态系统初始的碳氮状态、施氮类型、剂量和持续时间。然而，过去模拟氮沉降控制实验研究多采用一种氮肥（如 NH_4NO_3 或尿素）^[12]，没有区分氧化态 NO_3^- 和还原态 NH_4^+ 输入对土壤氮素累积和 N_2O 排放影响的差异，加上观测频率较低，难以准确评价土壤 N_2O 通量对外源性氮素输入的响应机制。

作为一种重要的森林类型，人工林生态系统在区域碳氮循环和碳平衡中起着举足轻重的作用。一般而言，人工林通常年龄较轻，群落结构单一，系统稳定性差，对外界干扰更为敏感^[13]。我国人工林面积高达0.62亿 hm^2 ，占森林总面积1/3，居世界之首^[13]。南方亚热带常绿针叶林占全国人工森林面积的54%，也是全国大气氮沉降最高的地区（ $> 30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ）^[14]。通过室内模拟实验，一些研究者发现施加 NO_3^- -N对亚热带人工林土壤 N_2O 产生的促进作用显著高于 NH_4^+ ，并且与土壤持水量密切相关^[15]。过去有关大气氮沉降输入对森林生态系统碳、氮循环的影响研究多集中在自然森林生态系统中，对亚热带人工针叶林关注较少，野外原位区分 NO_3^- 和 NH_4^+ 输入对土壤 N_2O 排放的影响研究并不多见^[5]。

鉴于以上研究现状与不足，本研究的主要目的是：（1）研究不同形态（还原态 NH_4^+ 和氧化态 NO_3^- ）和剂量的氮素输入对亚热带人工林土壤 N_2O 排放通量和年累积量的影响，阐明亚热带人工林土壤 N_2O 排放通量的主要控制因子；（2）研究土壤可溶性氮含量（ NH_4^+ -N， NO_3^- -N，溶解性有机氮DON）的季节变化及其对施氮类型和剂量的响应特征，评价氮素富集条件下土壤硝化和反硝化过程对土壤 N_2O 排放的相对贡献。研究结果有助于深入理

解亚热带人工林土壤氮素转化及 N_2O 排放过程对大气氮沉降增加的响应机理，并且在提高亚热带人工林氮素利用率、控制土壤 N_2O 排放、降低区域碳源汇评估的不确定性等方面也具有重要的理论与实践意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于江西省泰和县灌溪镇中国科学院千烟洲试验站（ $26^\circ 44' 39'' \text{N}$ ， $115^\circ 03' 33'' \text{E}$ ）。该区属于典型的亚热带季风气候，年均气温 17.9°C ，最高温（7月）和最低温（1月）分别为 31.3°C 和 4.8°C ；年均降水量为 $1\ 505 \text{ mm}$ ，春夏秋冬四季降水比例分别为24%、41%、23%和12%，秋季高温少雨易产生季节性干旱^[16]。实测和模型模拟表明，千烟洲地区大气氮沉降量约为 $30 \sim 40 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[13]。由于长期的人类活动干扰，该区的原生植被亚热带常绿阔叶林已消失殆尽，逐渐形成以湿地松、马尾松和杉木为主要树种的人工林景观。千烟洲地区人工林种植始于1985年，至1997年人工林总面积达到 122.7 hm^2 ^[17]。其中，湿地松林占人工林总面积的33%。湿地松林平均树高 11.0 m ，平均胸径为 15.9 cm ，地上生物量为 104.1 t hm^{-2} ^[17]。林下分布有灌木和蕨类，灌木主要有黄端木（*Adinandra millettii*）、米饭花（*Lyonia compta*）和檫木（*Loropetalum chinense*）等，草本主要有狗脊蕨（*Woodwardia japonica*）、暗鳞鳞毛蕨（*Dryopteris cycadina*）和芒萁（*Dicranopteris pedata*）等。土壤为典型红壤，国际土壤学会（IUSS）分类系统将之归属于雏形土纲（Cambosols），成土母质为砂岩和砂砾岩。0~20 cm层土壤有机质含量 20.44 g kg^{-1} ，全氮 1.10 g kg^{-1} ，全磷 1.12 mg kg^{-1} ，pH 4.26，土壤容重 1.54 g cm^{-3} ^[17]。土壤粒径分布如下： $2.0 \sim 0.05 \text{ mm}$ （17%）， $0.05 \sim 0.002 \text{ mm}$ （68%）， $< 0.002 \text{ mm}$ （15%）^[24]。

1.2 增氮控制实验设计

2011年11月，三块林龄约为30年的湿地松林用于布置模拟氮沉降控制实验。考虑千烟洲地区的实际氮沉降量（ $40 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ），实验采用随机区组设计，包括 NH_4Cl 和 NaNO_3 两种氮肥类型，以及0、40、 $120 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 三个施氮剂量，模拟未来大

气 NH_4^+ 或 NO_3^- 沉降量增加1倍和3倍情景下, 亚热带人工林生态系统碳、氮循环关键过程和碳平衡如何变化。具体而言, 该实验包括3个区组 (Block), 每个区组含有5个实验处理, 即对照 (CK)、低剂量氯化铵 (LN- NH_4Cl)、低剂量硝酸钠 (LN- NaNO_3)、高剂量氯化铵 (HN- NH_4Cl)、高剂量硝酸钠 (HN- NaNO_3), 共15个样方。每个样方面积为 $20\text{ m} \times 20\text{ m}$, 相邻样方间隔至少为 10 m 。施氮开始于2012年4月。于每月月初, 将各样方所施氮肥溶于 20 L 水中, 利用喷雾器均匀喷洒于森林地表, 对照样方喷施等量的水, 以减少各处理间因增水所产生的差异。

1.3 土壤 N_2O 通量及辅助因子监测

采用静态箱—气相色谱法测定土壤—大气界面 N_2O 净交换通量^[17]。静态箱为不锈钢材质, 由一个正方形底座 ($50\text{ cm} \times 50\text{ cm} \times 10\text{ cm}$) 和一个带气压平衡管的盖箱 ($50\text{ cm} \times 50\text{ cm} \times 15\text{ cm}$) 组成。土壤 N_2O 通量的观测频率为每周2次, 采样时间为上午9:00至11:00, 40分钟内连续用注射器采集5次, 在24 h内利用气相色谱 (Agilent7890A, Santa Clara, California, USA) 完成所有气体样品 N_2O 浓度的测定。该气相色谱采用高纯氦甲烷和氢气作为载气和燃气, 利用电子捕获器 (ECD) 检测 N_2O , ECD的工作温度为 350°C , 柱箱温度保持在 55°C 。根据 N_2O 浓度与时间的线性或非线性回归方程的斜率来计算土壤 N_2O 通量^[18]。本研究中, 所有 N_2O 通量计算的相关系数 (R^2) 均大于0.9。

采集气样的同时, 同步测定每个静态箱的箱内温度、 10 cm 土壤温度和 10 cm 土壤体积含水量。箱内温度和土壤温度利用便携式电子温度计 (JM624, Living-Jinming Ltd., China) 测定, 土壤体积含水量 (%) 利用时域反射仪 (TDR100, Spectrum, USA) 进行测定。

1.4 样品采集与分析

气样采集结束后, 在静态箱附近利用土钻 (直径 2 cm) 采集 $0 \sim 15\text{ cm}$ 深度土壤样品, 每个样地随机采集5钻混合为一份样品, 采样频率为每周1次。所有土壤样品在野外立即过 2 mm 筛, 去除土壤中的粗根和石块。利用 2 M KCl 溶液提取土壤样品, 土水比为 $1:10$, 振荡 1 h 。利用Whatman 40#滤纸对土壤悬浊液进行过滤, 利用流动化学分析仪 (AA3, Seal Company, Germany) 测定滤液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和总可溶性氮 (TDN) 浓度。可溶

性有机氮 (DON) 为总可溶性氮 (TDN) 和可溶性无机氮 ($\text{TIN}=\text{NH}_4^+\text{-N}+\text{NO}_3^-\text{-N}$) 含量之差。

1.5 数据处理

采用重复测定方差分析 (RAVOVA) 比较观测日期、施氮水平和施氮类型对土壤温度、水分、可溶性氮含量以及 N_2O 通量的影响, 实验处理作为组间变量, 观测日期作为组内变量, 利用Tukey's HSD进行均值比较。利用线性和非线性回归分析检验月尺度上土壤 N_2O 通量与各个土壤变量之间的关系。利用SPSS16.0软件进行统计分析, 利用Sigmaplot12.5软件进行绘图。

2 结果

2.1 土壤温度和体积含水量

5 cm 土壤温度呈现单峰季节变化, 最低值与最高值分别出现在1月份 (7.2°C) 和7月份 (27.3°C), 季节变化显著 (图1, $p < 0.001$); 施氮类型与施氮剂量对土壤温度无显著影响。

10 cm 土壤含水量亦有明显的季节变化, 与降水的季节变化密切相关 (图1)。 10 cm 土壤含水量在5月份强降雨期间达到最高值 (47.2%), 在12月份最低 (25.0%), 且秋季存在明显的季节性干旱。就某个月份而言, 施加 NH_4Cl 倾向于增加 10 cm 土壤含水量, 而施加 NaNO_3 结果相反, 施氮类型间的差异不显著。总体而言, 施氮不改变土壤含水量。

2.2 土壤可溶性氮含量

各处理样方土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随着时间的延长呈现逐渐积累的趋势, 季节变化显著 (图2)。对照处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度从1月份的 1.30 mg kg^{-1} 增加至12月份的 4.46 mg kg^{-1} , 平均浓度为 2.30 mg kg^{-1} (图2a)。施氮水平显著改变土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量, 高氮处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积更为明显, 平均增幅 198% (图3a)。此外, 施氮类型对土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量影响不显著, 但是施氮剂量和施氮类型之间存在显著的交互作用, 即HN- NaNO_3 处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积最为明显 (图2c和图3a)。

各处理样方土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量也存在显著的季节变化 (图2d~图2f)。对照样方土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化范围为 $4.84 \sim 7.48\text{ mg kg}^{-1}$, 最大值出现在7月, 平均值为 6.28 mg kg^{-1} (图2d)。施氮类型和施氮水平均显著改变土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。与对照相比,

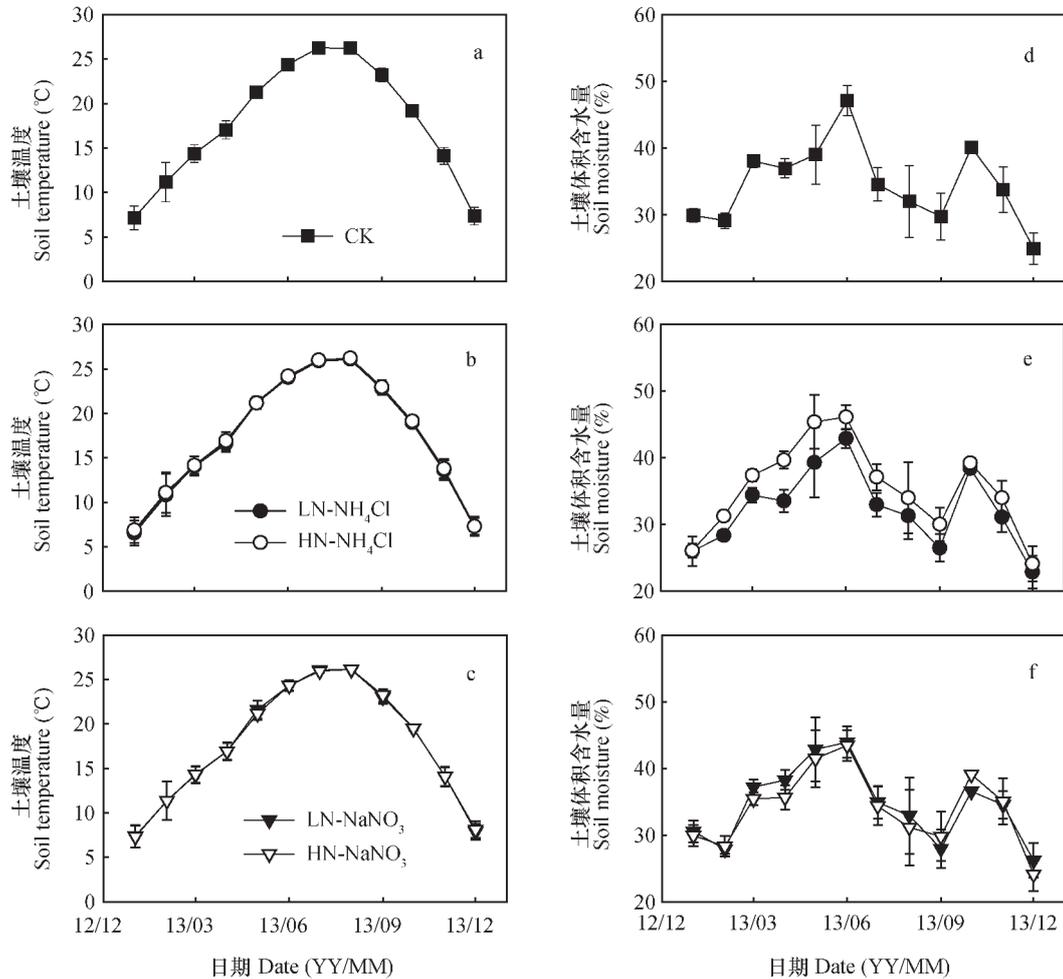


图1 10cm土壤温度和10cm土壤体积含水量的季节变异及其对增氮的响应

Fig. 1 Seasonal variations of soil temperature at the 10cm depth and soil moisture at the 10cm depth and their responses to N addition

施加 NH_4Cl 倾向于增加土壤 NH_4^+-N 浓度(图2e);相反, LN- NaNO_3 处理土壤 NH_4^+-N 的累积效应反而高于HN- NaNO_3 处理(图2f)。总体而言, 土壤 NH_4^+-N 含量随着施氮剂量的增加先增加后降低, 平均增幅为35.4%和24.7%(图3b)。

各处理土壤DON浓度在整个观测期内季节变化不显著。对照样方土壤DON含量变化范围为4.11~8.19 mg kg^{-1} , 平均为5.69 mg kg^{-1} (图3c)。此外, 低氮倾向于增加土壤DON含量, 而高氮倾向于降低土壤DON含量, 但是上述施氮效应统计学上并不显著(图3c)。总溶解性氮(TDN)含量对增氮的响应与 NO_3^--N 相似, 随着施氮水平的提高而增加(图3d)。

2.3 土壤 N_2O 排放通量

各处理样方土壤 N_2O 排放通量季节变化显著, 呈明显的单峰曲线, 梅雨季节(5月份)土壤 N_2O 的

排放通量最高, 夏季次之, 秋冬季节较低且趋于平稳(图4)。对照处理土壤 N_2O 排放通量变化范围为0.94~11.39 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 平均为 $5.15 \pm 1.11 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 对应的年累积通量为 $0.60 \pm 0.09 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图4d)。施氮水平和施氮类型均显著改变土壤 N_2O 排放通量。与对照相比, 施加低剂量的 NH_4Cl 和 NaNO_3 导致土壤 N_2O 通量分别增加了522%和378%, 而施加高剂量的两种氮肥增加幅度分别为847%和641%(图4d)。

2.4 土壤 N_2O 排放通量与环境因子之间的关系

土壤 N_2O 排放通量与土壤温度变化趋势一致, 呈现明显的单峰季节变化, 两者之间的关系符合指数增长方程, 土壤温度能够解释土壤 N_2O 排放通量74%以上的变异(图5a~图5c, 表2)。此外, 施氮倾向于增加土壤 N_2O 排放通量的温度敏感性, Q_{10} 增幅变化范围为37.8%~206%(图5)。月尺

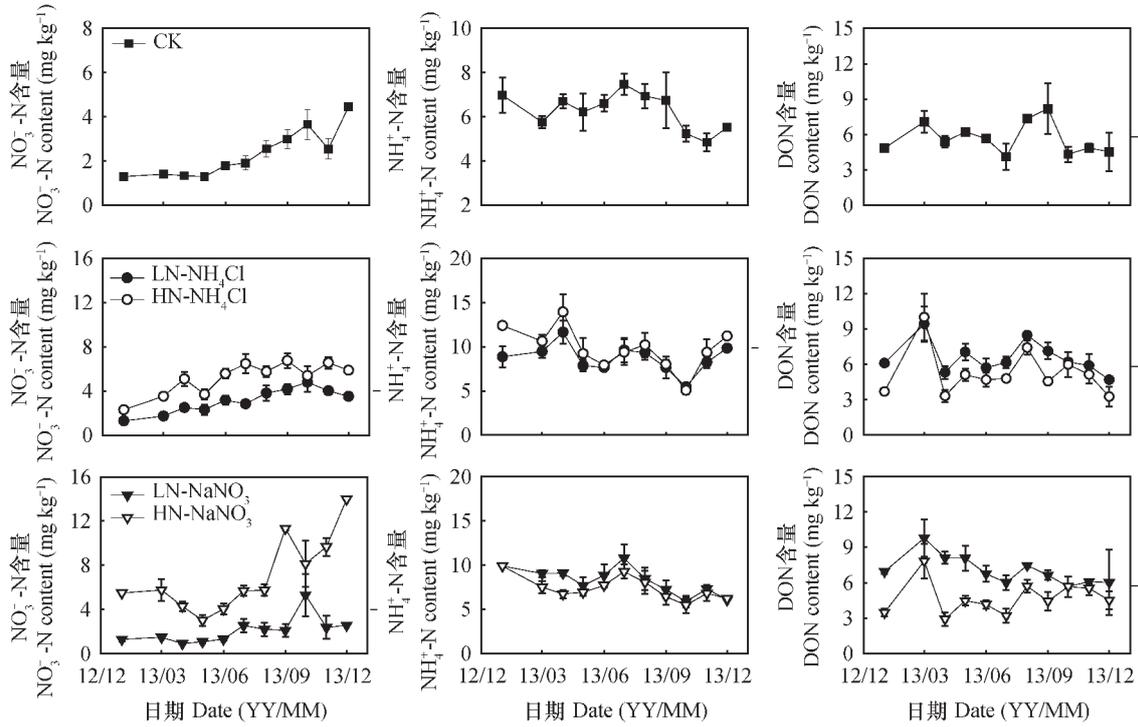


图2 土壤NO₃-N、NH₄⁺-N和DON含量的季节变异及其对增氮的响应

Fig. 2 Seasonal variations of soil NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, and DON contents and their responses to N addition

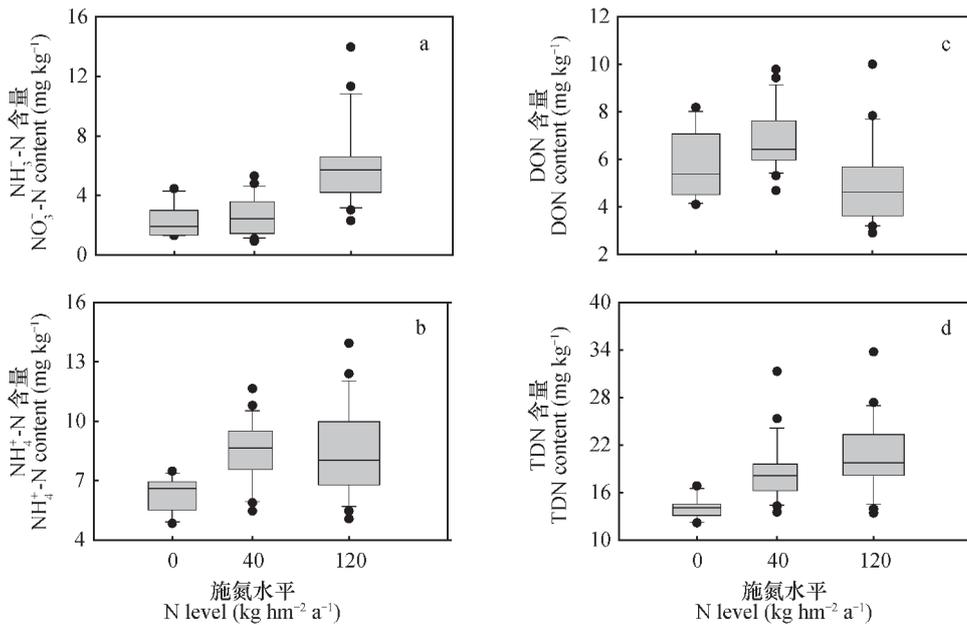


图3 土壤NO₃-N、NH₄⁺-N、DON和TDN随施氮水平的变化

Fig. 3 Variations of soil NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, DON and TDN contents with N addition rate

度上土壤N₂O排放通量与土壤体积含水量之间呈现显著的正相关，两者符合线性方程，土壤体积含水量能够解释其50%以上的变异。此外，土壤

N₂O通量的变化与土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量的变化成正相关，分别符合线性和指数增加的方程关系（图6）。

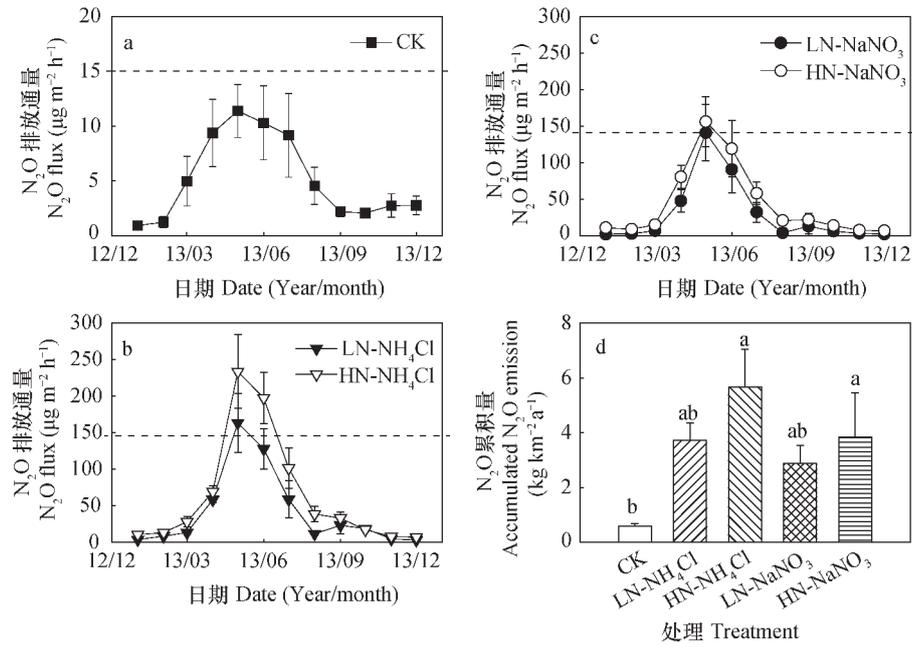
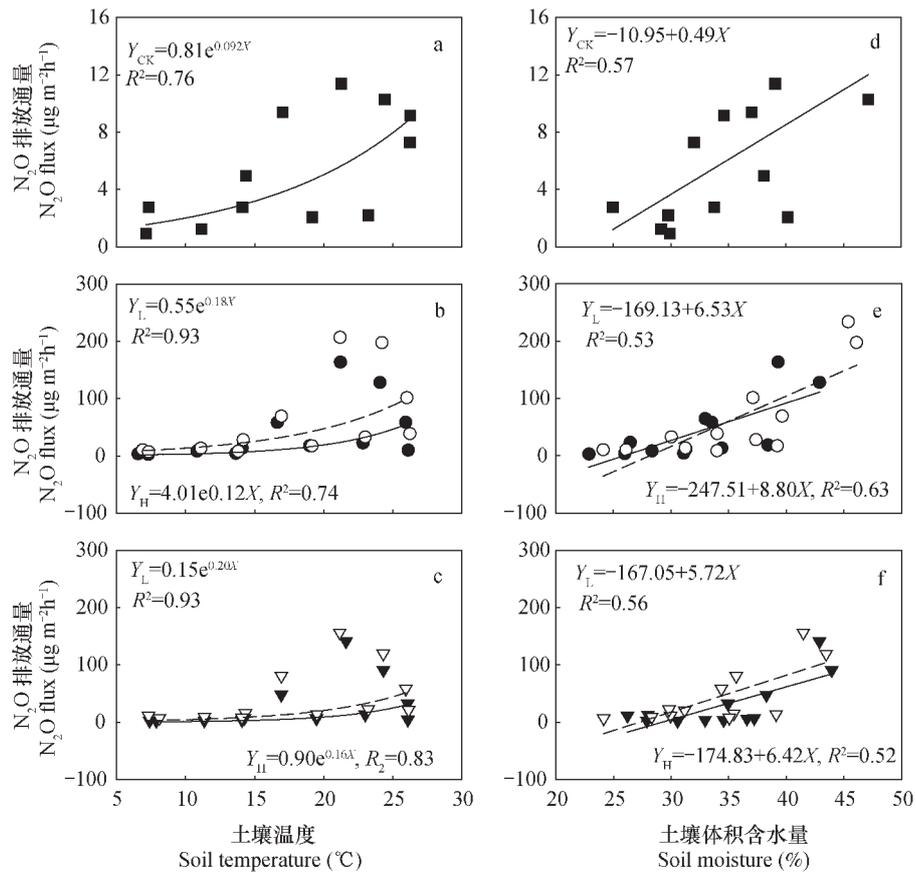


图4 土壤N₂O排放通量的季节变化及其对施氮水平和施氮类型的响应

Fig. 4 Seasonal variation of soil N₂O flux and its responses to level of N addition and form of N added



注：(a) (d)、(b) (e) 和 (c) (f) 分别表示对照、NH₄Cl和NaNO₃处理 (a) (d), (b) (e) and (c) (f) represent control, NH₄Cl, and NaNO₃ treatments, respectively

图5 土壤N₂O排放通量与土壤温度、土壤体积含水量之间的关系

Fig. 5 Relationships of soil N₂O flux with soil temperature and soil moisture

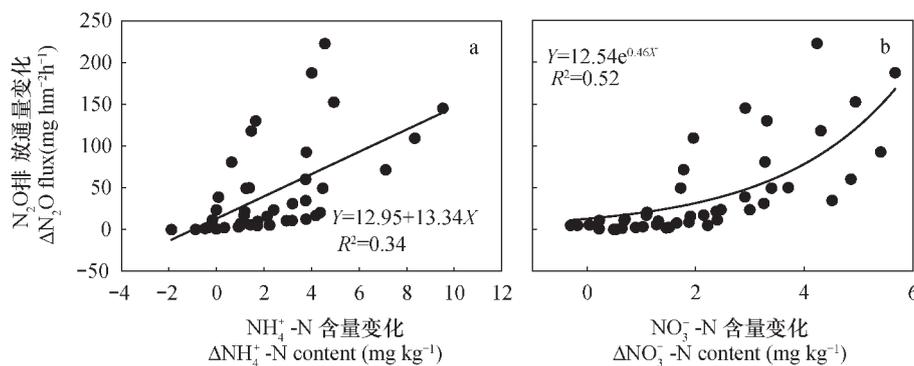


图6 土壤 N_2O 排放通量变化与土壤无机氮含量变化之间的关系

Fig. 6 Relationships between change in soil N_2O flux and change in soil inorganic N content

3 讨论

3.1 施氮类型和剂量对土壤可溶性氮含量的影响

碱解氮 (available N) 是土壤中最活跃的那部分氮素, 主要以 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N和游离态氨基酸的形式存在, 可以被植物直接吸收利用。自然状态下, 千烟洲湿地松林土壤有效氮以 NH_4^+ -N为主, 占总溶解性氮含量的44.9%, 其次是DON, NO_3^- -N含量最低 (16.3%)。土壤氮素组成说明, 虽然千烟洲亚热带人工林土壤无机氮相对丰富, 但是在当前大气氮沉降背景下并没有达到饱和状态, 仍然以 NH_4^+ -N为主。土壤 NH_4^+ -N含量的季节变化与土壤温度相对应, 峰值出现在7月, 反映了 NH_4^+ -N含量受土壤氮矿化过程驱动^[19]。

土壤 NO_3^- -N含量随着施氮剂量的增加呈现指数积累, 施加硝态氮肥土壤 NO_3^- -N累积效应更显著, 与氮素富集条件下土壤硝化过程加速有关^[20]。总体而言, 施氮类型和施氮剂量均显著改变了土壤 NH_4^+ -N含量, 但是土壤 NH_4^+ -N累积趋势低于 NO_3^- -N。可能的原因是: (1) 低水平的 NH_4^+ -N输入到地表后, 首先被有机质表面吸附、土壤微生物固持以及土壤矿物颗粒固定, 总体上呈现累积趋势; (2) 植物与土壤微生物竞争土壤氮素, 就长时间尺度而言, 植物是竞争的优胜者^[21]。而且, 近期的 ^{15}N 示踪实验结果表明, 千烟洲人工林主要乔木优先利用 NH_4^+ -N, 其次是 NO_3^- -N和有机氮^[21]。因此, 植物对土壤 NH_4^+ -N的选择性吸收也会导致其在土壤中不能长期积累。(3) 高剂量 NH_4^+ 输入如果超出土壤 NH_4^+ 的固持容量, 多余的 NH_4^+ -N会被氨氧化菌群落利用生成 NO_3^- -N以及中间产物 N_2O ^[22]。本研究无机氮含量和土壤 N_2O 通量的观测结果能够很好

地支持上述推论。土壤DON是有机氮的重要组成部分, 主要来源于凋落物分解, 根系分泌和大气氮沉降^[23]。千烟洲人工林土壤DON含量相对稳定, 季节变化不显著, 施氮短期内并没有显著改变土壤DON含量, 反映了DON输入与输出大致平衡。

3.2 氮素类型和剂量对土壤 N_2O 排放的影响

自然状态下, 千烟洲亚热带人工林土壤 N_2O 年累积排放量为 $0.60 \pm 0.09 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 显著低于鼎湖山自然保护区季风常绿林 ($3.20 \pm 1.2 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^[24]和鹤山丘陵区马尾松林土壤 N_2O 的排放量 ($3.02 \pm 0.22 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^[25]; 土壤 N_2O 排放的差异主要归因于鼎湖山、鹤山地区土壤氮含量和大气氮沉降均显著高于千烟洲, 体现了底物有效性的支配作用^[24-25]。不同施氮处理导致千烟洲亚热带人工林土壤 N_2O 通量提高了3.8倍~8.5倍, 显著高于施氮剂量相近的鼎湖山氮沉降控制实验 (施氮剂量 $50 \sim 150 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 土壤 N_2O 通量增幅38%~58%), 说明千烟洲亚热带人工林土壤氮素周转较快, 对外源性氮素输入响应更加敏感^[12, 17]。可能与千烟洲地区频繁的土壤干湿交替、较高的土壤pH、较高的土壤孔隙度以及更高的土壤 N_2O 通量观测频率等因素有关^[16, 26]。土壤 N_2O 通量随着施氮水平的增加而增加, 这与许多森林生态系统增氮控制实验结果相同^[27]。

土壤 N_2O 是土壤硝化和反硝化过程的中间产物, 受温度、水分、底物有效性等多个因素的联合控制。本研究发现土壤 N_2O 通量与土壤温度、水分含量呈正相关, 反映了水热环境因子对土壤硝化和反硝化过程的支配作用^[28]。温度主要控制 N_2O 产生的生物学过程中酶活性, 在土壤水分、反应基质充足的条件下, 土壤 N_2O 排放与温度呈显著的正

相关^[29]。虽然土壤产生 N_2O 的生物代谢过程主要由温度控制，但 N_2O 排放并非完全取决于其产生速率，其排放过程还会受到其他多个环境因子的影响。土壤含水量影响土壤的通气状况和氧化还原状况，以及影响 NH_4^+ 和 NO_3^- 在土壤中的分布及其对微生物的有效性，进而影响土壤中硝化和反硝化速率以及中间产物 N_2O 的排放^[30]。一般而言，当土壤含水量低于70%土壤充水孔隙（WFPS）时， N_2O 主要来自硝化作用；高于70% WFPS时，则主要来自反硝化作用^[31]。本研究各处理样方土壤WFPS变化范围为40.2%~75.5%，所以硝化和反硝化过程共同驱动着土壤 N_2O 的排放。由于施氮未显著改变土壤温度和含水量，而土壤 N_2O 变化量与无机氮变化量呈显著正相关（图6），因此本研究认为施氮主要通过增加土壤硝化和反硝化细菌的底物浓度，进而增加土壤 N_2O 排放量。

此外，本研究还发现施加铵态氮肥对土壤 N_2O 通量的促进作用显著高于硝态氮肥，前者促进效应是后者的1.3倍以上（图4），暗示外源性 NH_4^+ -N输入对土壤 N_2O 产生菌的刺激作用显著高于 NO_3^- -N。 NH_4^+ 主要为交换态，易被胶体吸附而不易流失，部分被固定在黏土矿物的晶格中而成为“固定态铵”，从而难以被植物和微生物利用； NO_3^- 是植物的有效养分和土壤溶液的主要组分，易随水流失^[32]。除移动性较 NO_3^- -N慢外，土壤 NH_4^+ -N能够通过硝化、反硝化两步反应生成 N_2O ，较 NO_3^- -N一步反应生成 N_2O 效率更高。本研究虽然明确等量的外源性 NH_4^+ 输入对亚热带人工林土壤 N_2O 的促进作用高于 NO_3^- ，但是未能量化土壤硝化和反硝化过程对 N_2O 产生的相对贡献。基于 ^{15}N 标记的异位培养实验，Zhang等^[33]研究发现，在好氧条件下反硝化过程对中国亚热带森林土壤 N_2O 产生的贡献为53.5%~56.1%，异养硝化过程贡献为27.3%~41.8%，而自养硝化过程的贡献很小。Cheng等^[34]研究也表明，亚热带茶园土壤 N_2O 排放与自养和异养硝化及反硝化过程紧密相关，施加氮肥后土壤 N_2O 排放增加主要归因于反硝化来源比例增加。由此可见，外源性 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N输入增加土壤硝化和反硝化微生物群落的底物，进而增加土壤 N_2O 的排放，并且反硝化过程贡献似乎更大。

4 结 论

本研究以千烟洲亚热带人工林为研究对象，构建了2种氮肥、3个施氮水平的增氮控制实验，采用静态箱—气相色谱法高频监测土壤溶解性氮含量、 N_2O 交换通量以及水热环境因子，探讨土壤 N_2O 通量对氮素形态和剂量的响应特征及主控因子，得出以下三点研究结论：（1）增氮显著促进了土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和TDN含量的积累，且 NO_3^- -N累积效应最为显著。（2）施氮类型和剂量均显著改变土壤 N_2O 排放，施加铵态氮肥的促进作用显著高于硝态氮肥，暗示外源性 NH_4^+ 输入对大气圈 N_2O 浓度升高和全球变暖的贡献更大。（3）千烟洲亚热带人工林土壤 N_2O 通量主要受温度和水分驱动，土壤硝化和反硝化过程共同支配着土壤 N_2O 的排放，但是外源性氮素输入通过增加硝化和反硝化菌的底物有效性来促进土壤 N_2O 排放。本研究由于没有测定土壤硝化和反硝化微生物群落活性，无法评价各个过程对 N_2O 通量的相对贡献。下一步研究需结合 ^{15}N 同位素示踪技术及分子微生物学方法，深入分析土壤氮素转化过程与 N_2O 排放之间的联系，以及关键微生物功能群落与土壤氮素转化和排放过程之间的耦合作用。

参 考 文 献

- [1] Stocker T F, Qin D, Plattner G K, et al. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013: 1535, DOI: 10.1017/CBO9781107415324
- [2] Davidson E A, Kanter D. Inventories and scenarios of nitrous oxide emissions. Environmental Research Letters, 2014, 9 (10): 1—12
- [3] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. Science, 2008, 320 (5878): 889—892
- [4] Lu M, Zhou X, Luo Y, et al. Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2011, 140 (1/2): 234—244

- [5] 方华军, 程淑兰, 于贵瑞, 等. 森林土壤氧化亚氮排放对大气氮沉降增加的非线性响应研究进展. 土壤学报; 2015; 52 (2) : 262—271
Fang H J, Cheng S L, Yu G R, et al. Study on the responses of nitrous oxide emission to increased nitrogen deposition in forest soils: A review (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (2) : 262—271
- [6] Kim Y S, Imori M, Watanabe M, et al. Simulated nitrogen inputs influence methane and nitrous oxide fluxes from a young larch plantation in northern Japan. *Atmospheric Environment*, 2012, 46 (1) : 36—44
- [7] Wu D, Dong W, Oenema O, et al. N₂O consumption by low-nitrogen soil and its regulation by water and oxygen. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 60 (3) : 165—172
- [8] Borken W, Beese F. Control of nitrous oxide emissions in European beech, Norway spruce and Scots pine forests. *Biogeochemistry*, 2005, 76 (1) : 141—159
- [9] Lu M, Yang Y, Luo Y, et al. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: A meta-analysis. *New Phytologist*, 2011, 189 (4) : 1040—1050
- [10] Venterea R T, Groffman P M, Verchot L V, et al. Nitrogen oxide gas emissions from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs. *Global Change Biology*, 2003, 9 (3) : 346—357
- [11] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B. N₂O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. *Environmental Research*, 2011, 111 (5) : 643—649
- [12] Zhang W, Mo J M, Yu G R, et al. Emissions of nitrous oxide from three tropical forests in Southern China in response to simulated nitrogen deposition. *Plant and Soil*, 2008, 306 (1/2) : 221—236
- [13] Lü C, Tian H. Spatial and temporal patterns of nitrogen deposition in China: Synthesis of observational data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2007, 112 (D22S05), DOI: 10.1029/2006JD007990
- [14] Li Z A, Zou B, Xia H P, et al. Effect of fertilizer and water content on N₂O emission from three plantation soils in south China. *Journal of Environmental Sciences—China*, 2005, 17 (6) : 970—976
- [15] 马芬, 马红亮, 邱泓, 等. 水分状况与不同形态氮添加对亚热带森林土壤氮素净转化速率及N₂O排放的影响. 应用生态学报, 2015, 26 (2) : 379—387
Ma F, Ma H L, Qiu H, et al. Effects of water levels and the additions of different nitrogen forms on soil net nitrogen transformation rate and N₂O emission in subtropical forest soils (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26 (2) : 379—387
- [16] Wen X F, Wang H M, Wang J L, et al. Ecosystem carbon exchanges of a subtropical evergreen coniferous plantation subjected to seasonal drought, 2003–2007. *Biogeosciences*, 2010, 7 (1) : 357—369
- [17] Wang Y S, Cheng S L, Fang H J, et al. Simulated nitrogen deposition reduces CH₄ uptake and increases N₂O emission from a subtropical plantation forest soil in southern China. *PLoS One*, 2014, 9 (e93571), DOI 10.1371/journal.pone.0093571
- [18] Zheng X H, Mei B L, Wang Y H, et al. Quantification of N₂O fluxes from soil–plant systems may be biased by the applied gas chromatograph methodology. *Plant and Soil*, 2008, 311 (1/2) : 211—234
- [19] Fang H J, Cheng S L, Yu G R, et al. Responses of CO₂ efflux from an alpine meadow soil on the Qinghai Tibetan Plateau to multi-form and low-level N addition. *Plant and Soil*, 351 (1/2) : 177—190
- [20] Fang Y T, Gundersen P, Mo J M, et al. Nitrogen leaching in response to increased nitrogen inputs in subtropical monsoon forests in southern China. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257 (1) : 332—342
- [21] Xu X, Li Q, Wang J, et al. Inorganic and organic nitrogen acquisition by a fern dicranopteris dichotoma in a subtropical forest in South China. *PLoS One*, 2015; 9 (5), DOI: 10.1371/journal.pone.0090075
- [22] Isobe K, Koba K, Suwa Y, et al. High abundance of ammonia-oxidizing archaea in acidified subtropical forest soils in southern China after long-term N deposition. *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, 80 (1) : 193—203
- [23] Aitkenhead–Peterson J A, McDowell W H, Neff J C. Sources, production and regulation of allochthonous dissolved organic matter// Findlay S, Sinsabaugh R. Aquatic ecosystems, interactivity of dissolved organic matter. Amsterdam: Academic Press; 2002: 26—70
- [24] Tang X L, Liu S G, Zhou G Y, et al. Soil–atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O in three subtropical forest ecosystems in Southern China. *Global Change Biology*, 2006, 12 (3) : 546—560
- [25] Liu H, Zhao P, Lu P, et al. Greenhouse gas fluxes from soils of different land-use types in a hilly area of South China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2008, 124 (1/2) : 125—135
- [26] Xu Y B, Cai Z C. Denitrification characteristics of subtropical soils in China affected by soil parent material and land use. *European Journal of Soil Science*, 2007, 58 (6) : 1293—1303
- [27] Bai E, Li W, Li S, et al. Pulse increase of soil N₂O emission in response to N addition in a temperate forest on Mt Changbai, Northeast China. *PLoS One*, 2014, 9 (e102765), DOI: 10.1371/journal.pone.0102765

- [28] Dobbie K E, Smith K A. The effects of temperature, water filled pore space and land use on N_2O emission from an imperfectly drained gleysoil. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52 (6) : 667—673
- [29] Livesley S J, Kiese R, Miehle P, et al. Soil-atmosphere exchange of greenhouse gases in a *Eucalyptus marginata* woodland, a clover-grass pasture, and *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations. *Global Change Biology*, 2009, 15 (2) : 425—440
- [30] 王连峰, 蔡祖聪. 前期不同水分状况对土壤氧化亚氮排放的影响. *土壤学报*, 2009, 46 (5) : 802—808
Wang L F, Cai Z C. Effects of antecedent water regimes on nitrous oxide emission from an arable soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46 (5) : 802—808
- [31] Davidson E A, Matson P A, Vitousek P M, et al. Processes regulating soil emissions of NO and N_2O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology*, 1993, 74 (1) : 130—139
- [32] Peri P L, Ladd B, Pepper D A, et al. Carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) stable isotope composition in plant and soil in Southern Patagonia' s native forests. *Global Change Biology*, 2012, 18 (1) : 311—321
- [33] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B. N_2O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. *Environmental Research*, 2011, 111 (5) : 643—649
- [34] Cheng Y, Wang J, Wang S Q, et al. Effects of soil moisture on gross N transformations and N_2O emission in acid subtropical forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50 (7) : 1099—1108

Effects of Inputs of Extraneous NH_4^+ and NO_3^- on Soil Nitrous Oxide Emission in Subtropical Plantation, South China

WANG Lei¹ CHENG Shulan² FANG Huajun^{1*} YU Guirui¹ DANG Xusheng¹ LI Xiaoyu¹
SI Gaoyue² GENG Jing¹ HE Shun²

(1 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

(2 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract Human activities, such as combustion of fossil fuel, production and utilization of chemical fertilizers, intensification of livestock husbandry, etc. have caused atmospheric nitrogen deposition on the globe to increase by 3 times, which significantly alters nitrogen recycling in forest ecosystems. Subtropical plantations in China are located in the center of the region very high in atmospheric nitrogen deposition on the globe, where the soils, relatively enriched with nitrogen, are very sensitive to input of extraneous nitrogen, in production and emission of soil nitrous oxide (N_2O). However, in the past, the experiments to simulate N deposition used to have only one type of N fertilizer such as NH_4NO_3 or urea as N source, without taking into account the difference in in-situ effect between oxidized N and reduced N. In this study, a plantation of *pinus elliottii* at the Qianyanzhou Subtropical Experiment Station, Chinese Academy of Sciences, was selected as an object in an experiment on controlled N addition. This experiment was designed to have two forms of N fertilizers (NH_4Cl and NaNO_3) and three N application rates (0, 40 and $120 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) and laid out in plot randomly. Soil-atmospheric N_2O exchanging fluxes, were measured eight times per month using the static chamber-gas chromatography method, and simultaneously, soil temperature and moisture at 0 ~ 10 cm depth, dissolved N concentrations (NO_3^- -N, NH_4^+ -N, total dissolved N (TDN), and dissolved organic N (DON)) at 0 ~ 15 cm depth were determined for analysis of how the N_2O exchanging flux responded to input of extraneous N and its main affecting factors. Results show that N addition did not affect soil temperature and soil moisture in the subtropical plantation, but did increase significantly soil NO_3^- -N, NH_4^+ -N and TDN contents, except for soil DON content, of which the potential mechanisms included preferential absorption of NH_4^+ -N by plants, fixation of NH_4^+ -N by soil organic matter/ minerals, and assimilation of inorganic by plants and soil

microbes. Also, N addition significantly promoted soil N₂O emission in the subtropical plantation or by 378% ~ 847%; and the effect was higher in plots applied with NH₄Cl than in plots applied with NaNO₃. Moreover, soil N₂O flux was found to be positively and significantly related to soil temperature and soil moisture at 0 ~ 10 cm depth, which indicates that the hydrothermal factors propelled soil N₂O emission in the subtropical plantation. Also, the change in soil N₂O flux (Δ soil N₂O fluxes, the difference between N treatment and control) was significantly and positively related to that in soil NH₄⁺-N and NO₃⁻-N contents (Δ soil inorganic N contents), and the relationships could well be fitted with linear and exponential growth equations, respectively. The findings of the study indicate that the increase in soil N₂O content in N-enriched soils is mainly attributed to changes in substrates for nitrifier and denitrifier communities, and hint that soil N₂O emission in the subtropical plantations, South China, is very sensitive to input of extraneous N, and more to reduced NH₄⁺ than to oxidized NO₃⁻. The sensitivity is higher than the mean of the globe. Therefore, it is advisable to address reduced NH₄⁺ and oxidized NO₃⁻ separately, in assessing influence of atmospheric N deposition on carbon and N recycling and C budget in future studies. Unfortunately, the failure of this study to determine activities of soil nitrifier and denitrifier communities made it hard to assess relative contributions of various processes, separately, to soil N₂O flux. For future studies, it is recommended to apply ¹⁵N tracer and molecular microbiology in in-depth analysis of the relationships between soil N transformation processes and soil N₂O flux, and coupling effects of key microbial functional groups and soil N transformation and emission processes.

Key words Atmospheric nitrogen deposition; Soil N₂O flux; Controlling factors; Nitrification; denitrification; Subtropical plantation

(责任编辑: 檀满枝)