

长白山 4 种森林土壤反硝化潜力及产物组成*

吕海霞^{1,2} 周鑫斌¹ 张金波² 蔡祖聪^{2†}

(1 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

(2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

摘要 采用淹水厌氧密闭培养-乙炔抑制法测定了长白山 4 种森林土壤的反硝化势以及气态产物 N_2O 、 NO 和 N_2 的产生量。供试 4 种森林土壤均呈酸性, $pH(H_2O)$ 4.5 ~ 5.3, 有机碳含量 24.6 ~ 83.0 $g\ kg^{-1}$ 。结果表明, 长白山 4 种典型森林土壤反硝化势及反硝化产物中氮氧化物的比例差异很大。土壤反硝化势强弱顺序依次为: 阔叶红松 > 白桦 > 红松云杉冷杉 > 兴安落叶松, 与土壤有机碳和全氮含量呈显著的正相关关系 ($p < 0.01$), 与土壤 pH 的相关性不显著。比较加乙炔和不加乙炔处理发现, 在培养过程中, N_2O 始终是反硝化的主要产物, 占反硝化产物的比例变化于 50% ~ 85% 之间, 不随培养时间而发生显著的变化, 与土壤 pH 呈弱负相关关系 ($p = 0.22$)。反硝化产物中, NO 仅占 0.2% ~ 2.4%, 随培养时间也未发生有规律的变化, 与土壤有机碳含量呈显著的对数负相关关系 ($p < 0.05$)。上述结果表明, 长白山森林土壤反硝化过程并不能有效地将活性氮转化为惰性氮, 反硝化作用的生态环境意义需要重新评估。

关键词 长白山; 反硝化势; 森林土壤; N_2O ; NO ; N_2

中图分类号 S153 **文献标识码** A

土壤反硝化作用包括生物反硝化过程和化学反硝化过程, 其中生物反硝化过程居主导地位。土壤生物反硝化作用是指微生物在无氧、或者微量氧供应条件下的硝酸呼吸过程, 其中, 反硝化微生物将 NO_3^- 、 NO_2^- 或者 N_2O 作为呼吸过程的末端电子受体, 并将其还原为 NO_2^- 、 NO 、 N_2O 或者 N_2 ^[1]。土壤反硝化过程对环境有正负两方面的影响。反硝化中间产物 N_2O 不仅是一种重要的温室气体, 还破坏大气平流层 O_3 层^[2]; 土壤 N_2O 的排放受多种因素的影响, 如水分和无机氮含量等^[3-4]。中间产物 NO 在酸雨和光化学烟雾的形成中起着重要作用^[5]。反硝化过程也是将活性氮转化为惰性氮 (N_2) 的唯一途径^[6]。去除过多的活性氮可以减少 NO_3^- -N 的淋溶损失, 保持生态系统氮素平衡。土壤反硝化速率和产物组成受多种因素的影响, 主要有土壤有机碳、氮含量、 pH 、 NO_3^- 和 NH_4^+ 浓度等^[7-10]。一般认为弱碱性土壤的反硝化速率强于酸性土壤^[11-12]。土壤有机质为参与反硝化过程的微生物提供能源, 同时又是 NO_3^- 还原的电子供体。因此, 一般情况

下, 土壤有机质含量越高, 反硝化潜力越大^[13-14]。反硝化产物中 N_2O/N_2 的比值随着土壤 pH 的降低而增加^[15]。 NO_3^- -N 含量较高, 且土壤 pH 和易利用碳含量较低时, N_2O/N_2 比值较高^[16-18]。

随着经济的快速发展, 中国已成为世界三大氮沉降区之一。沈健林等^[19] 研究发现, 北京近郊农田大气中 NH_3 浓度远高于欧美一些农田上空大气中的深度, NO_2 浓度与在一些发达国家监测到的大气 NO_2 浓度相当。大气中高浓度的氮含量不仅影响空气质量, 而且增加大气氮沉降。长白山是我国典型的温带森林分布区, 大气网络监测表明, 该区氮沉降量已经超过欧洲许多国家的氮沉降量。已有的研究表明, 氮沉降量增加促进土壤氮素的矿化作用, 从而进一步增加土壤有效氮含量^[20-21], 可能引发与氮有关的环境问题。目前, 对长白山森林土壤氮的矿化、 N_2O 排放已经进行了较多的研究^[22-23], 然而, 关于该地区森林土壤反硝化潜力及产物组成的研究至今还未见报道。研究长白山森林土壤反硝化过程, 明确其主要影响因素, 对于认识氮素循环过程, 预测该地区不同类型的

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX2-YW-QN405)、国家自然科学基金重点项目 (40830531)、土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金 (0812000030) 资助

† 通讯作者, E-mail: zccai@issas.ac.cn

作者简介: 吕海霞 (1984—), 女, 河南郑州人, 硕士研究生, 主要从事碳氮循环与全球变化研究。E-mail: lvhaixia0371@163.com

收稿日期: 2009-12-08; 收到修改稿日期: 2010-03-02

森林土壤中 NO_3^- -N 的去向具有重要意义。本研究旨在通过淹水厌氧密闭培养-乙炔抑制法,测定长白山典型森林土壤的反硝化潜力和气态产物组成,明确反硝化作用的生态环境意义。

1 材料与方 法

1.1 采样地点及土壤样品采集

供试森林土壤采自中国科学院长白山森林生态试验站(47°24'N, 128°28'E), 该区属于受季风影响的大陆山地气候, 年均温度 3~7℃, 日照时数每年 2 300 h, 无霜期一般 100 d, 降水丰富且集中, 年均降水量 700~1 400 mm。在 2009 年 7 月采集了以红松-云杉-冷杉 (*Pinus koraiensis*-*Picea asperata* (Mast.)-*Akjes fabric* (Mast.))、白桦 (*Betula platyphylla* Suk.)、兴安落叶松 (*Larix gmelini* (Rupr.)) 和阔叶红松 (*Pinus koraiensis*) 为主要植被的 4 种类型森林土壤, 分别记作 PA、BP、LG 和 PK。每种森林类型选取一个 100 m × 100 m 的典型区域, 在区域内随机选取 4 个约 4 m × 4 m 的采样区, 采集 0~20 cm 土壤样品, 土壤样品充分混匀后过 3 mm 筛立即运回实验室, 在 4℃ 下保存备用。

1.2 厌氧培养试验方法

本研究采用加入 KNO_3 在恒温条件下淹水厌氧密闭培养-乙炔抑制法^[24]测定反硝化势和气态产物。每一供试土壤称取 16 份相当于 20.000 g 烘干土重的新鲜土, 其中 5 份加乙炔, 11 份不加乙炔。不加乙炔的样本中, 固定 5 份用于测定 NO 和 N_2O 产生速率, 其余用于测定 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度变化。操作过程如下: 将土样分别装入 250 ml 三角瓶中, 按水土比 1:1 加入蒸馏水, 加入 1 ml 浓度为 1 g L⁻¹ 的 KNO_3 溶液(相当于 N 50 mg kg⁻¹), 盖紧硅胶塞并在周围涂抹 704 硅胶以密封瓶口, 于固定装置上抽真空后充入高纯氮气, 重复 3 次, 每次 10 min。加乙炔处理的培养瓶立即用 20 ml 的注射器取出一定量的气体, 然后加入相同量的乙炔(为保证乙炔纯度, 先用 6 mol L⁻¹ 硫酸除去其中杂质^[25]), 使三角瓶内乙炔的浓度为 10%, 同时将采气口用 704 胶密封以保证厌氧培养环境。置于摇床上摇动 15 min (25℃, 250 r min⁻¹), 以使乙炔充分发挥作用, 再在 25℃ 中培养箱中培养 6 h 采集气体样本, 测定加入乙炔后 6 h 内的 N_2O 和 NO 产生量。未加乙炔的处理也作相同操作, 以使结果具有可比性。采气前先用手摇动半分钟, 再用 20 ml 的注射器反复抽提培

养瓶中气体 3 次, 使其充分混合, 然后用 2 ml 的注射器采集三角瓶上部空间气体 1 ml, 用高纯氮稀释 18.5 倍, 用于 N_2O 浓度的测定。 N_2O 用岛津气相色谱分析仪 Shimadzu GC-14B 测定, 检测器为 63Ni, 电子捕获检测器 (ECD), 色谱柱为 80/100 目 Porapak Q 的填充柱。进样器、检测器以及填充柱的温度分别为: 100℃、300℃ 和 65℃。亚甲烷为载气 (95% 氩气 + 5% 甲烷), 流速为 40 ml min⁻¹, 高纯氮气作为反吹气。 N_2O 标准气体由日本国家农业环境研究所提供。同时采集 40 ml 气体用于 NO 浓度的测定 (Model 42i, Thermo Environmental Instruments, USA)。在加入 NO_3^- 后的 24、48、72 和 96 h, 重复上述步骤, 采集气体样本。在第 1、3 和 5 次气体采样后, 即加入 NO_3^- 后 6、54 和 102 h 后, 从不加乙炔的处理中任取出 3 瓶, 按液土比 5:1 加入 80 ml 2.5 mol L⁻¹ KCl 溶液, 使 KCl 溶液最终浓度为 2 mol L⁻¹, 振荡 1 小时提取并测定 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量。这样, N_2O 和 NO 产生量为 5 次重复, NH_4^+ 和 NO_3^- 含量为 3 次重复采样。

1.3 土壤性质分析方法

土壤 pH 用 DMP-2 mV/pH 计 (Quark Ltd, Nanjing, China) 测定, 水土比为 1:5 (v/v); 土壤有机碳用重铬酸钾容量法测定, 土壤全氮及无机氮用半微量开氏法测定。

1.4 数据处理和统计方法

反硝化过程中, NO、 N_2O 和 N_2 的产生速率 (N mg kg⁻¹ h⁻¹) 用下式计算:

$$V_{\text{N}_2\text{O}} = [\rho_1 \times C_1 \times (V_g + V_l \times \alpha) \times 273] / [W \times (273 + T)] / 6 \quad (1)$$

$$V_{\text{NO}} = [\rho_2 \times C_2 \times V_g \times 273] / [W \times (273 + T)] / 6 \quad (2)$$

$$V_{\text{N}_2} = V_{\text{乙炔处理N}_2\text{O}} - V_{\text{无乙炔处理N}_2\text{O}} \quad (3)$$

式中, $V_{\text{N}_2\text{O}}$ 表示 N_2O 的产生速率; V_{NO} 表示未加乙炔处理的 NO 产生速率; $V_{\text{乙炔处理N}_2\text{O}}$ 和 $V_{\text{无乙炔处理N}_2\text{O}}$ 分别表示加乙炔处理和未加乙炔处理的 N_2O 产生速率; ρ_1 为标准状态下 N_2O -N 的密度, 1.25 kg m⁻³; ρ_2 为标准状态下 NO-N 的密度, 0.625 kg m⁻³; C_1 和 C_2 分别为 N_2O 和 NO 气体浓度 (10⁻⁶ m³ m⁻³); V_g 为培养瓶上部有效空间体积 (m³); V_l 为液体体积 (m³); α 为 Bunsen 校正系数, 25℃ 时为 0.549; W 为烘干土重 (kg); T 为测定气体时的温度 (25℃)。累积产生量则为相邻 2 次测定的产生速率的平均值与测定时间间隔乘积的累加值。反硝化势 (mg kg⁻¹ h⁻¹) 为

NO、N₂O 和 N₂ 产生速率之和。

除特别说明外,文中反硝过程中 NO 和 N₂O 产生速率(产生量)是指未加乙炔处理的 NO 和 N₂O 产生速率(产生量),N₂ 产生速率是指式(3)计算得出的数据;NO 和 N₂O 占反硝化产物的比例指未加乙炔处理的 NO 和 N₂O 产生量与反硝化总产物量的比例。采用 SPSS 统计软件中的 Spearman's rank 方法分析反硝化势、NO 和 N₂O 占反硝化产物比例与土壤性质的关系。采用方差分析比较不同土壤间反硝化势、NO 和 N₂O 占反硝化产物比例的差异,图中误差线为标准偏差。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

4 种森林土壤均为酸性土壤,其中,红松-云杉-冷杉和白桦土壤 pH ≥ 5,落叶松和阔叶红松土壤 pH < 5(表 1)。不同土壤间有机碳和全氮含量有明显的差异。阔叶红松土壤有机碳和全氮含量分别高达 83.0 g kg⁻¹ 和 8.4 g kg⁻¹,落叶松土壤有机碳和全氮含量最低,仅为 24.6 g kg⁻¹ 和 1.7 g kg⁻¹。红松-云杉-冷杉、白桦和落叶松土壤铵态氮含量高于硝态氮含量,阔叶红松土壤正相反。

表 1 土壤理化性质

Table 1 Soil physical and chemical properties

森林土壤 ¹⁾	pH	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	有机碳 Organic C (g kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N ²⁾ (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N ²⁾ (mg kg ⁻¹)
PA	5.0	2.5	39.6	27.9	1.9
BP	5.3	4.2	59.8	31.9	13.4
LG	4.5	1.7	24.6	11.3	9.8
PK	4.9	8.4	83.0	9.9	22.4

1) PA,以红松云杉冷杉为主要植被 Vegetation was dominated with *Pinus koraiensis*-*Picea asperata* (Mast.)-*Akjes fabric* (Mast.);BP,以白桦为主要植被 Dominated with *Betula platyphylla* Suk;LG,以兴安落叶松为主要植被 Dominated with *Larix gmelini* (Rupr.);PK,以阔叶红松为主要植被 Dominated with *Pinus koraiensis*. 下同 The same below

2) 采样后立即测定的含量 Contents measured immediately after sampling

2.2 厌氧培养过程中 NO₃⁻ 含量变化及反硝化产物生成速率

厌氧培养的最初 6 h,土壤中 NO₃⁻-N 含量快速下降,之后 NO₃⁻-N 含量随着培养时间的推移而逐渐下降(图 1)。阔叶红松土壤 NO₃⁻-N 含量下降速度最快,其次为白桦土壤,落叶松土壤 NO₃⁻-N 含量变

化最小。培养 102 h 后,白桦土壤 NO₃⁻-N 含量降至 4.29 mg kg⁻¹,其他 3 种土壤的 NO₃⁻-N 含量均在 15 mg kg⁻¹ 以上,落叶松土壤中尚有 35 mg kg⁻¹ 的 NO₃⁻-N 残留。

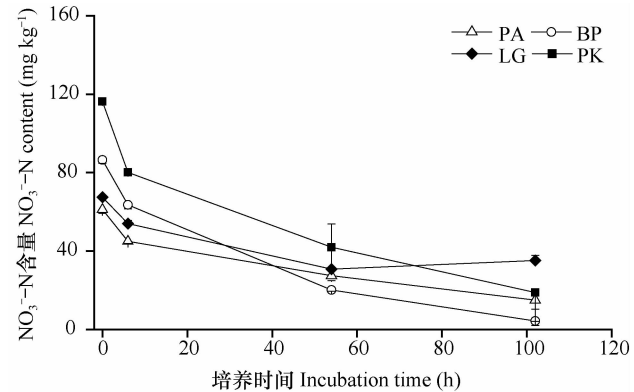


图 1 培养过程中土壤 NO₃⁻-N 含量的变化

Fig. 1 Changes in NO₃⁻-N content during the anaerobic incubation

注:图中误差线为标准偏差。下同 Note: Bars are standard deviations. The same below

如图 2 所示,4 种森林土壤 NO 的排放速率很低,呈单峰型,除阔叶红松土壤外(54 h 左右达到峰值),其他 3 种土壤均在 30 h 左右达到峰值。4 种森林土壤间平均 NO 排放速率无显著差异。N₂O 的排放速率也呈单峰型变化,在培养 30 h 达到峰值,之后逐渐下降(图 2)。阔叶红松土壤 N₂O 的平均排放速率显著高于红松-云杉-冷杉和落叶松土壤($p < 0.05$),其他土壤间差异不显著。

红松-云杉-冷杉和落叶松土壤 N₂ 的排放速率随着培养时间的推移而逐渐增加,而白桦和阔叶松土壤 N₂ 的排放速率分别在 54 h 和 78 h 达到峰值后迅速下降(图 2),可能是因为培养后期该土壤 NO₃⁻-N 含量较低所致(图 1)。红松-云杉-冷杉和白桦土壤 N₂ 的平均排放速率显著高于落叶松($p < 0.05$),其他土壤间差异不显著。

2.3 NO 和 N₂O 占反硝化气态产物的比例

落叶松土壤 N₂O 排放量占气态产物总排放量的比例最高(平均值为 83%),并且随时间变化稳定(图 3)。其他 3 种土壤培养开始时 N₂O 的比例较低,随着培养时间明显增长,之后又迅速降低,整个培养期间的平均值(61%~70%)远远低于落叶松。培养期间土壤 N₂O 排放量占气态产物总排放量比例的平均值仅与土壤 pH 有较弱的负相关关系($p = 0.22$),与土壤有机碳/氮含量及反硝化速率均无显著的相关性。

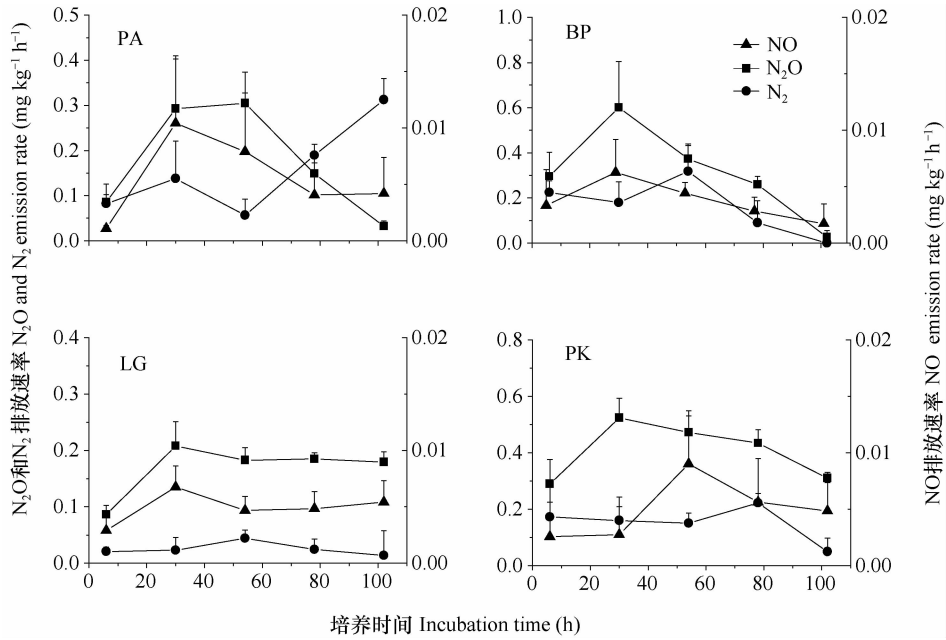


图2 PA、BP、LG 和 PK 培养过程中 NO、N₂O 和 N₂ 排放速率

Fig. 2 NO, N₂O and N₂ emission rates in PA, BP, LG and PK during the anaerobic incubation

4 种土壤中 NO 占气态产物总排放量的比例均很低。落叶红松土壤 NO 的比例最高,培养期间的平均值也仅为 2.4%。NO 占气态产物总排放量的比例与土壤反硝化速率呈显著的线性负相关($p < 0.01$),与有机碳含量和 pH 呈弱负相关关系。

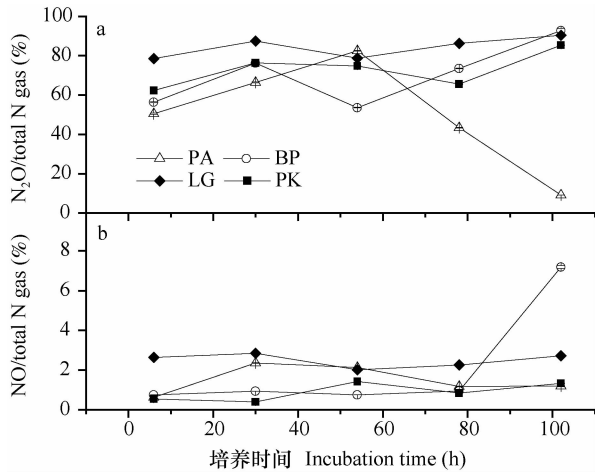


图3 N₂O (a) 和 NO (b) 占气态产物总排放量的比例

Fig. 3 Changes in the ratios of N₂O (a) and NO (b) to total N gaseous (N_i) during the anaerobic incubation

2.4 土壤反硝化势

在加入 NO₃⁻ 的最初 6 h, NO₃⁻ 含量迅速下降,但反硝化产物 N₂、N₂O 和 NO 仅占消失的 NO₃⁻ 消失

量的 4.9% (落叶松土壤)到 13.6% (白桦林土壤);相反,在随后的培养过程中,除白桦林土壤的反硝化产物占 NO₃⁻ 消失量的 72.3% 外,其他土壤均大于 100%,在红松-云杉-冷杉土壤中达到 112.7%,说明最初 6 h 消失且未能在反硝化产物中回收的 NO₃⁻,其中一部分可以在随后的反硝化产物中回收。在整个培养过程中,反硝化产物占 NO₃⁻ 消失量的 55.4% (白桦林土壤)至 75.4% (红松-云杉-冷杉土壤)。

由于培养过程中消失的 NO₃⁻ 并不一定全部参与反硝化过程^[26],所以,本研究采用气态产物的产生总量表征土壤反硝化势。图 4 是培养过程中,反硝化产物累积量随时间的变化。除白桦林土壤外,其他 3 种植被下的土壤,反硝化产物均随时间呈线性增加,表明在培养过程中,反硝化作用未受到基质的限制,呈零级反应,因此,可用线性回归的斜率表征反硝化势。白桦林土壤在培养的最后,NO₃⁻-N 含量降至 4.29 mg kg⁻¹,反硝化速率显然受到 NO₃⁻ 供应的限制而明显偏低(图 4),所以,用前 4 次测定结果计算平均反硝化速率。由此计算的长白山 4 种森林土壤反硝化势顺序依次为:阔叶红松(N 0.61 mg kg⁻¹ h⁻¹) > 白桦(N 0.53 mg kg⁻¹ h⁻¹) > 红松云杉冷杉(N 0.32 mg kg⁻¹ h⁻¹) > 落叶松(N 0.20 mg kg⁻¹ h⁻¹)。土壤反硝化速率与土壤有

机碳和全氮含量有显著的正相关关系(图 5, $p < 0.01$), 与土壤 pH 没有显著的相关性。

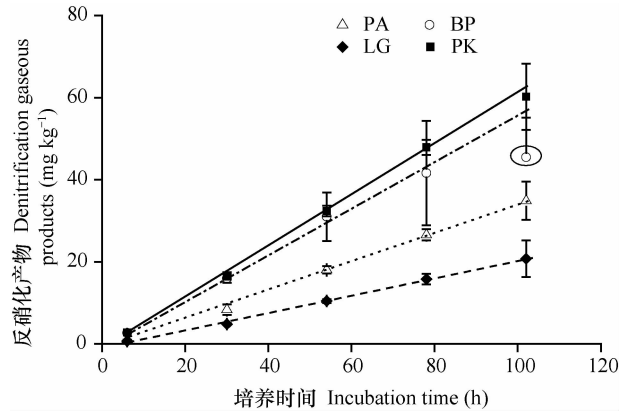


图 4 长白山森林土壤的反硝化产物积累量随培养时间的变化

Fig. 4 Accumulation of denitrification gaseous products in the forest soils in the Changbai Mountain during the anaerobic incubation
注: BP 在培养的 102 h, NO_3^- -N 含量降至 4.29 mg kg^{-1} , 反硝化速率显然受到 NO_3^- -供应的限制而明显偏低, 呈非线性关系, 特做以标注 As NO_3^- -N content decreased to 4.29 mg kg^{-1} in BP at 102 h, denitrification rate was limited by NO_3^- -supplying. Marking it specially

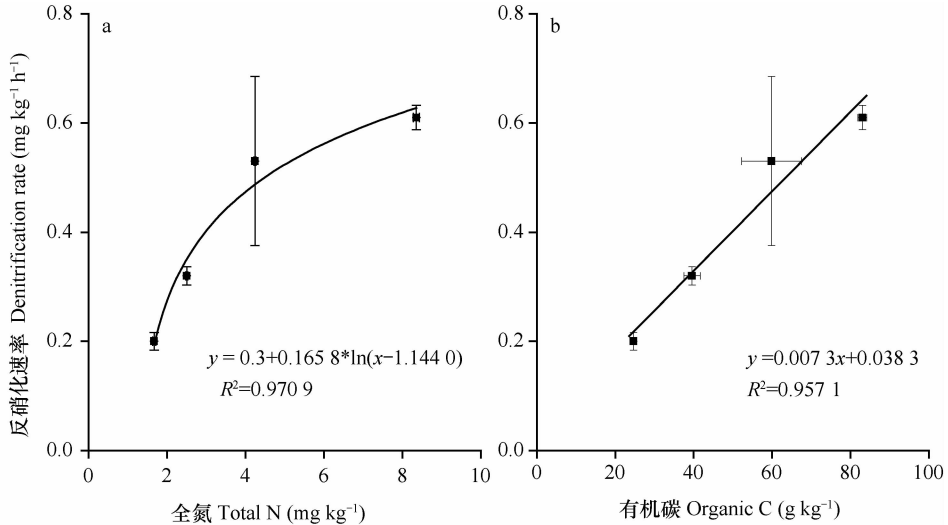


图 5 土壤反硝化速率与土壤全氮(a)和有机碳(b)含量的关系

Fig. 5 Relationships between denitrification rate and soil total N (a), and soil organic C content (b)

土壤有机碳、全氮含量、pH、 NO_3^- 和 NH_4^+ 浓度、温度等均可能是影响反硝化作用的因素^[10]。本研究发现土壤反硝化势与土壤有机碳和全氮含量有显著的正相关关系(图 5, $p < 0.01$), 而与土壤 pH 无显著相关性。虽然土壤反硝化势可能存在地带性差异^[31], 但在亚热带地区内, 土壤的反硝化势也只与土壤有机碳、氮含量呈显著相关^[14], 由此说明, 在同一气候带内, 在相似的土壤水分条件下, 土壤反

3 讨论

土壤反硝化势是文献中对在淹水、厌氧、密闭条件下 NO_3^- -N 供应充分时, 土壤反硝化强度的专指^[27]。在反硝化研究中, 土壤反硝化势有两种表征方法: 1) 用培养过程中硝态氮减少量表征, 2) 用培养过程中气态产物的产生总量表征。许多研究表明, 硝态氮加入到土壤后, 在极短的时间(几小时, 甚至是几十分钟)内会大量被土壤固定^[28-30], 使用硝态氮减少量表征土壤反硝化势存在过高估算反硝化势的问题, 因此, 本研究采用气态产物的产生总量表征土壤反硝化势^[27]。为了避免乙炔抑制 N_2O 转化为 N_2 过程的效果随着乙炔加入时间延长而下降, 本文在测定时, 均只测定乙炔加入后 6 h 内 N_2O 和 N_2 产生量。因此, 由此测定的结果应该能够更好地反映土壤硝化势的强度和反硝化产物组成。研究结果表明, 长白山 4 种典型森林土壤反硝化势和气态产物中氮氧化物的比例差异均很大。

硝化势取决于土壤有机碳、氮含量。反硝化作用是消耗电子的异养呼吸过程^[32]。土壤有机质矿化作用不仅提供还原 NO_3^- -N 所需的电子, 而且提供反硝化微生物生长的有机底物和能量。在淹水、充氮气创造强烈的厌气环境后, 从 0 ~ 6 h 测定的反硝化势与 24 ~ 30 h 的测定结果比较, 同一土壤的反硝化势均有不同程度的增加(图 2), 表明随着土壤还原程度的加深, 土壤反硝化势增加。但在整个培养过程

中,如果 NO_3^- 供应充分,反硝化产物的积累量与培养时间呈极显著的线性正相关(图 4),这一结果表明反硝化势随着土壤还原性增强而增加的程度在整体上是可忽略不计的。

反硝化过程产生 NO 、 N_2O 和 N_2 的相对量依赖于土壤 pH、有机质含量和硝酸盐浓度等^[18]。在密闭的系统中,反硝化中间产物 NO 和 N_2O 均可以连续被还原成为 N_2 ^[26]。本试验中,仅测定了加入乙炔 6 h 内的 NO 和 N_2O 产生量,尽可能地避免了 NO 和 N_2O 的进一步还原。在这样的条件下,并没有显示出 N_2O 和 NO 占反硝化产物的比例随培养时间而下降的规律(图 3)。由此说明,土壤反硝化产物组成也并不因土壤的还原性增加而发生明显的变化,是土壤一个相对稳定的性质。本试验条件下, NO 仅占反硝化产物的很小一部分,最大值不超过 2.8%,反硝化产物以 N_2O 为主,红松-冷杉-云杉土壤最低,平均也达到 61%,落叶松土壤最高,平均达 83%。这一结果是非常出人意外的。Zhang 等^[26]用¹⁵N 标记直接测定大兴安岭和长白山森林土壤反硝化产物 N_2 和 N_2O ,计算 N_2O 占反硝化产物的平均比值。由于 Zhang 等计算的是密闭培养 11 d 的 N_2O 平均比值,在这样的条件下,不可避免地发生已经逸出到土壤的 N_2O 的进一步还原^[26],换言之,在该条件下测定的 N_2O 比例小于反硝化过程初始产物中的比例。但是,即使在 Zhang 等的研究条件下, N_2O 占反硝化产物的比例也高达 43.8% (大兴安岭土壤)和 24.7% (长白山土壤)。本试验条件下,测定的 N_2O 占反硝化产物的比例更接近于反硝化初始产物中的比例,也更接近于野外开放系统的状况。本试验结果说明,在长白山森林土壤,反硝化过程并不能有效地将活性氮转化为惰性氮(N_2),而是主要产生温室气体 N_2O 。因此,此类森林生态系统土壤反硝化作用的生态环境意义需要重新评估。

培养期间土壤 N_2O 排放量占气态产物总排放量比例的平均值与土壤碳、氮含量无显著的相关性,与土壤 pH 仅有较弱的负相关关系($p = 0.22$)。影响反硝化产物中 N_2O 比例的因素及其作用机理还需要做进一步的研究。

参 考 文 献

- [1] Firestone M K. Biological denitrification//Stevenson F J. Nitrogen in agricultural soils. Agronomy monograph No. 22. Madison, WI: Amer Soc Agron, 1982: 289—326
- [2] Crutzen P J. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide//Delwiche C C. Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide. New York: John Wiley & Sons, 1981: 17—44
- [3] 李晓, 颜晓亮, 刑光熹, 等. 不同动物排泄物氮的作物利用及对 N_2O 排放的贡献. 土壤, 2008, 40(4): 548—553. Li X, Yan X Y, Xing G X, et al. Nitrogen utilization ratio and N_2O emission from different animal manures (In Chinese). Soils, 2008, 40(4): 548—553
- [4] Xiong Z Q, Xing G X, Zhu Z L. Nitrous oxide and methane emissions as affected by water, soil and nitrogen. Pedosphere, 2007, 17(2): 146—155
- [5] Crutzen P J. The role of NO and NO_2 in the chemistry of the troposphere. Ann Rev Earth Pl Sc, 1979, 7: 443—472
- [6] Galloway J N, Dentener D G, Capone E W, et al. Nitrogen cycles: Past, present and future. Biochemistry, 2004, 70(2): 153—226
- [7] Firestone M K, Firestone R B, Tiedje J M. Nitrous oxide from soil denitrification: Factors controlling its biological production. Science, 1980, 208: 749—751
- [8] Cartaxana P, Lloyd D. N_2 , N_2O and O_2 profiles in a tagus estuary salt marsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999, 48(6): 751—756
- [9] Hofstra N, Bouwman A F. Denitrification in agricultural soils: Summarizing published data and estimating global annual rates. Nutr Cycl Agroecosys, 2005, 72(3): 267—278
- [10] Heinen M. Simplified denitrification models: Overview and properties. Geoderma, 2006, 133(3/4): 444—463
- [11] Harrison R M, Yamulki S, Goulding K W T, et al. Studies on NO and N_2O fluxes from a wheat field. Atmos Environ, 1995, 29(14): 1 627—1 635
- [12] Šimek M, Cooper J E, Pícek T, et al. Denitrification in arable soils in relation to their physico-chemical properties and fertilization practice. Soil Biol Biochem, 2000, 32(1): 101—110
- [13] Drury C F, McKenney D J, Findlay W I. Relationships between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. Soil Biol Biochem, 1991, 23(8): 751—755
- [14] Xu Y B, Cai Z C. Denitrification characteristics of subtropical soils in China affected by soil parent material and land use. Eur J Soil Sci, 2007, 58(6): 1 293—1 303
- [15] Šimek M, Cooper J E. The influence of soil pH on denitrification: Progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. Eur J Soil Sci, 2002, 53(3): 345—354
- [16] Stevens R J, Laughlin R J, Malone J P. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. Soil Biol Biochem, 1998, 30(8/9): 1 119—1 126
- [17] Hackl E, Bachmann G, Zechmeister-Boltenstern S. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. Forest Ecol Manag, 2004, 188(1/3): 101—112
- [18] Šimek M, Elhottová D, Klimeš F, et al. Emissions of N_2O and CO_2 , denitrification measurements and soil properties in red clover and ryegrass stands. Soil Biol Biochem, 2004, 36(1): 9—21
- [19] 沈健林, 刘学军, 张福锁. 北京近郊农田大气 NH_3 与 NO_2 干沉降研究. 土壤学报, 2008, 45(1): 165—169. Shen J L,

- Liu X J, Zhang F S. Atmospheric dry depositions of ammonia and nitrogen dioxide to agricultural fields in perisuburbs of Beijing (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45 (1): 165—169
- [20] 胡艳玲, 韩士杰, 李雪峰, 等. 长白山原始林和次生林土壤有效氮含量对模拟氮沉降的响应. *东北林业大学学报*, 2009, 37(5): 36—38. Hu Y L, Han S J, Li X F, et al. Responses of soil available nitrogen of natural forest and secondary forest to simulated N deposition in Changbai Mountain (In Chinese). *Journal of Northeast Forestry University*, 2009, 37(5): 36—38
- [21] 袁颖红, 樊后保, 王强, 等. 模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响. *浙江林学院学报*, 2007, 24(4): 437—444. Yuan Y H, Fan H B, Wang Q, et al. Available nutrients with increased N deposition in soils of *Cunninghamia lanceolata* plantations (In Chinese). *Journal of Zhejiang Forestry College*, 2007, 24(4): 437—444
- [22] 周才平, 欧阳华. 长白山两种主要林型下土壤氮矿化速率与温度的关系. *生态学报*, 2001, 21(9): 1 469—1 473. Zhou C P, Ouyang H. Effect of temperature on nitrogen mineralization at optimum and saturated soil water content in two types of forest in Changbai Mountain (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1 469—1 473
- [23] 肖冬梅, 王森, 姬兰柱, 等. 长白山阔叶红松林土壤 N₂O 排放通量的变化特征. *生态学杂志*, 2004, 23(5): 46—52. Xiao D M, Wang M, Ji L Z, et al. Variation characteristics of soil N₂O emission flux in broad-leaved Korean pine forest of Changbai Mountain (In Chinese). *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(5): 46—52
- [24] Daum D, Schenk M K. Evaluation of the acetylene inhibition method for measuring denitrification in soilless plant culture systems. *Biol Fert Soils*, 1996, 24(1): 111—117
- [25] Walter H M, Keeney D R, Fillery I R. Inhibition of nitrification by acetylene. *Soil Sci Soc Am J*, 1979, 43(1): 195—196
- [26] Zhang J B, Cai Z C, Cheng Y, et al. Denitrification and total nitrogen gas production from forest soils of Eastern China. *Soil Biol Biochem*, 2009, 41(12): 2 551—2 557
- [27] Well R, Höper H, Mehranfar O, et al. Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils—Laboratory measurement, regulating factors and stochastic modeling. *Soil Biol Biochem*, 2005, 37(10): 1 822—1 836
- [28] Dail D B, Davidson E A, Chorover J. Rapid abiotic transformation of nitrate in an acid forest soil. *Biogeochemistry*, 2001, 54(2): 131—146
- [29] Davidson E A, Chorover J, Dail D B. A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: The ferrous wheel hypothesis. *Global Change Biol*, 2003, 9(2): 228—236
- [30] Davidson E A, Chorover J, Dail D B. Iron interference in the quantification of nitrate in soil extracts and its effect on hypothesized abiotic immobilization of nitrate. *Biogeochemistry*, 2008, 90(1): 65—73
- [31] 续勇波, 蔡祖聪. 亚热带土壤氮素反硝化过程中 N₂O 的排放和还原. *环境科学学报*, 2008, 28(4): 731—737. Xu Y B, Cai Z C. Nitrous oxide emission and reduction during denitrification in subtropical soils (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(4): 731—737
- [32] McLain J E T, Martens D A. N₂O production by heterotrophic N transformations in a semiarid soil. *Appl Soil Ecol*, 2006, 32(2): 253—263

POTENTIAL AND GAS PRODUCTS OF DENITRIFICATION IN FOREST SOILS IN CHANGBAI MOUNTAIN

Lü Haixia^{1,2} Zhou Xinbin¹ Zhang Jinbo² Cai Zucong^{2†}

(1 College of Resources and Environmental Science, Southwest University, Chongqing 400716, China)

(2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Denitrification and its products (N₂, N₂O and NO) in four forest soils collected from the Changbai Mountains were investigated with the acetylene inhibition method, which had soil samples in flasks flooded with water and incubated anaerobically with the headspace filled with N₂. The four forest soils tested were all acid, with soil pH varying in the range from 4.5 to 5.3 and organic carbon in the range of 24.6 ~ 83.0 g kg⁻¹. The results show that the soils differed greatly in denitrification potential, following a decreasing order of *Pinus koraiensis* > *Betula platyphylla* Suk. > *Pinus koraiensis*-*Picea asperata* (Mast.)-*Akjes fabri* (Mast.) > *Larix gmelinii* (Rupr.) in denitrification potential, which was positively and significantly related to soil organic carbon and nitrogen content ($p < 0.01$), but insignificantly to soil pH. Comparison between the treatments with acetylene and the treatments without acetylene indicates that during the period of incubation, N₂O was always the dominant product of denitrification, accounting for 50% ~ 85% of the total denitrification products, which did not vary much with the time of incubation and was weakly and negatively related to soil pH

($p = 0.22$). NO was a minor product of denitrification, accounting only for 0.2%~2.4%, and in a significant negative logarithm relationship with soil organic carbon content ($p < 0.05$). These results imply that denitrification process would not effectively transform reactive nitrogen into inert nitrogen (N_2) in the Changbai Mountain forest soils and the significance of the denitrification in removing reactive nitrogen should be re-assessed.

Key words Changbai Mountain; Denitrification potential; Forest Soil; Nitrous oxide; Nitric oxide; Dinitrogen