



请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

# 黄腐酸钾对植烟土壤氮素转化及N20排放的影响

李青山, 王德权, 高政绪, 杜传印, 管恩森, 程谊, 王慎强

引用本文:

李青山, 王德权, 高政绪, 等. 黄腐酸钾对植烟土壤氮素转化及N2O排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(5): 1130-1139.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1188

#### 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

#### 不同氮钾水平及氮形态差异对土壤氨挥发和氧化亚氮排放的影响

夏淑洁,刘闯,袁晓良,李俊雅,李林洋,张润琴,李志国 农业环境科学学报. 2020, 39(5): 1122-1129 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1220

### 中国茶园N\_O排放及其影响因素

姚志生, 王燕, 王睿, 刘春岩, 郑循华 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 715-725 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0137

#### 农田氧化亚氮减排的关键是合理施氮

李玥, 巨晓棠 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 842-851 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0245

淡水养殖系统温室气体CH4和N2O排放量研究进展

丁维新,袁俊吉,刘德燕,陈增明 农业环境科学学报.2020,39(4):749-761 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1388

#### 模拟增温对华北农田土壤碳排放的影响

杜锟,李发东,涂纯,李兆 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 691-699 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1336



关注微信公众号,获得更多资讯信息

#### 农业环境科学学报 Journal of Agro-Environment Science

李青山, 王德权, 高政绪, 等. 黄腐酸钾对植烟土壤氮素转化及 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(5): 1130-1139. LI Qing-shan, WANG De-quan, GAO Zheng-xu, et al. Effects of fulvic acid potassium on N transformation in and N<sub>2</sub>O emission from tobacco plantation soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(5): 1130-1139.



# 黄腐酸钾对植烟土壤氮素转化及N<sub>2</sub>O排放的影响

李青山1,2, 王德权3, 高政绪3, 杜传印3, 管恩森3, 程 谊4, 王慎强1\*

(1.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;2.中国科学院大学,北京 100049;3.山 东潍坊烟草有限公司,山东 潍坊 261205;4.南京师范大学地理科学学院,江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心,南京 210023)

摘 要:为了探究黄腐酸钾对植烟土壤氮素转化以及 №0 排放的影响,采用实验室静态培养的方法,通过氮肥配施不同量黄腐酸 钾来探究黄腐酸钾对植烟土壤氮转化以及 №0 排放的影响。试验设置 5 个处理:CK,硝酸铵(200 mg N·kg<sup>-1</sup>,下同);T1,硝酸铵+2.5 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;T2,硝酸铵+5 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;T3,硝酸铵+10 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;T4,硝酸铵+15 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾。结果表明:与 CK 处理相比,添加黄腐酸钾显著降低了土壤中的无机氮含量;当黄腐酸钾添加量≥10 g·kg<sup>-1</sup>时,土壤中可溶性有机氮含量显著增 加;T1、T2、T3、T4 处理的净矿化和硝化速率随黄腐酸钾添加量的增加而减小,且均显著小于 CK 处理(P<0.05);添加黄腐酸钾显著 提高了 №0 和 CO<sub>2</sub>的排放速率和累积排放量(P<0.05),№0 和 CO<sub>2</sub>累积排放量随黄腐酸钾添加量的增大而增大。另外,№0 累积排放量低量 高度 和;T1、T2、T3、T4 处理的净矿化和硝化速率随黄腐酸钾添加量的增加而减小,且均显著小于 CK 处理(P<0.05);添加黄腐酸钾显著 提高了 №0 和 CO<sub>2</sub>累积排放量(P<0.05),№0 和 CO<sub>2</sub>累积排放量随黄腐酸钾添加量的增大而增大。另外,№0 累积排放量有化 1,能够显著降低土壤中的无机氮含量。另外,添加黄腐酸钾也刺激了反硝化作用,提高了 №0 累积排放量。CO<sub>2</sub>累积排放量可作为量化 №0 累积排放量的辅助指标。

关键词:黄腐酸钾;植烟土壤;氮素转化;N2O;CO2

中图分类号: S572 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2020) 05-1130-10 doi:10.11654/jaes.2019-1188

#### Effects of fulvic acid potassium on N transformation in and N<sub>2</sub>O emission from tobacco plantation soil

LI Qing-shan<sup>1,2</sup>, WANG De-quan<sup>3</sup>, GAO Zheng-xu<sup>3</sup>, DU Chuan-yin<sup>3</sup>, GUAN En-sen<sup>3</sup>, CHENG Yi<sup>4</sup>, WANG Shen-qiang<sup>1\*</sup>

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Shandong Weifang Tobacco Co., Ltd., Weifang 261205, China; 4. School of Geography Sciences, Nanjing Normal University, Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, China)

**Abstract**: Here, we evaluated the effects of fulvic acid potassium on N transformation in and N<sub>2</sub>O emission from tobacco soil using a laboratory static-culture method. The experiment included five treatments with an equivalent N basis : CK, ammonium nitrate (200 mg N · kg<sup>-1</sup>); T1, ammonium nitrate + fulvic acid potassium (2.5 g · kg<sup>-1</sup>); T2, ammonium nitrate + fulvic acid potassium (5 g · kg<sup>-1</sup>); T3, ammonium nitrate + fulvic acid potassium (10 g · kg<sup>-1</sup>); and T4, ammonium nitrate + fulvic acid potassium (15 g · kg<sup>-1</sup>). When compared with the CK treatment, the fulvic acid potassium treatments significantly decreased the soil concentration of inorganic N, but the T3 and T4 treatments significantly increased the soil concentration of soluble organic N. Furthermore, the net mineralization and nitrification rates decreased with an increase in the addition rate of fulvic acid potassium, but they were significantly less than those of the CK treatment (*P*<0.05). The fulvic acid potassium treatment significantly increased the N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emission rates and cumulative emission compared with those of the CK treatment, and its effect significantly increased with an increase in the addition rate of fulvic network that no compared with those of the CK treatment, and its effect significantly increased with an increase in the addition rate of fulvic network the N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emission rates and cumulative emission compared with those of the CK treatment, and its effect significantly increased with an increase in the addition rate of fulvic acid potassium treatments in the addition, there

收稿日期:2019-10-29 录用日期:2020-01-07

作者简介:李青山(1990—),男,山东潍坊人,博士研究生,主要研究方向为植烟土壤氮营养调控。E-mail:lqs@issas.ac.cn

\*通信作者:王慎强 E-mail:sqwang@issas.ac.cn

2020年5月

基金项目:山东潍坊烟草有限公司项目"提高烟叶品质和产量的土壤碳氮调节技术示范"(2019-44)

Project supported: Shandong Weifang Tobacco Co., Ltd. Project "Soil Carbon and Nitrogen Regulation Technology Demonstration to Improve Tobacco Leaf Quality and Yield" (2019-44)

was a significant positive correlation between cumulative N<sub>2</sub>O emission and CO<sub>2</sub> emission ( $R^2$ =0.97, P<0.001). In summary, the addition of fulvic acid potassium promoted the net microbial immobilization of inorganic N, which could significantly decrease the soil concentration of inorganic N. Moreover, the addition of fulvic acid potassium stimulated denitrification, causing a significant increase in cumulative N<sub>2</sub>O emission. Furthermore, a significant positive correlation between cumulative N<sub>2</sub>O emission and cumulative CO<sub>2</sub> emission was observed, implying that cumulative CO<sub>2</sub> emission can be used as a potential indicator to quantify cumulative N<sub>2</sub>O emission. Keywords: fulvic acid potassium; tobacco plantation soil; nitrogen transformation; N2O; CO2

我国是农业大国,烟草作为我国的重要经济作 物,烟叶生产量及成品烟销售量已占世界的1/3方右。 根据2012年烟草专卖局官方统计,我国烟叶种植面 积已达到3300万hm<sup>2</sup>。而与先进烤烟生产国相比较 (如津巴布韦和美国),我国烟叶的内外在品质仍存在 差距,表现在整体香气量不足,上部烟叶烟碱含量较 高和叶片过厚等方面。在烤烟生长发育所必需的 营养元素中,氮素是影响烟叶产量和品质最为重要的 营养元素[2],氮素不足或过量都会导致烟叶产量和品 质的下降<sup>[3]</sup>。巨晓棠等<sup>[4]</sup>研究表明,我国烤烟在打顶 后仍吸收大量氮素,且这部分氮素主要来自土壤氮, 这与国外生产优质烤烟的吸氮曲线有很大差异。有 研究表明,我国80%以上的植烟土壤中有机质含量 高于25g·kg<sup>-15]</sup>,这意味着土壤氮在合适条件下会释 放大量氮素,尤其在烤烟生长发育后期多是在高温多 雨的气候条件下。另外,李春俭等四研究也表明,我 国部分植烟区的烤烟在打顶后仍大量吸收氮素,是导 致我国上部烟叶整体质量得不到提升的重要原因。 因此,通过采取合适的措施来调控烤烟生长后期土壤 氮素供应是获得优质烤烟烟叶的关键[6-7]。

硝态氮和铵态氮是烤烟能够利用的主要有效氮 源,施入土壤中的氮素受微生物作用进行转化分配, 其转化程度除受土壤质地、温度、水分、pH、有机质和 含氮量等诸多因子的影响外<sup>[8-9]</sup>,还受外源物质尤其 是有机质的影响,这是由于有机物质可向微生物提供 可利用的碳源和能源[10]。向土壤中添加不同来源和 不同质量的外源碳对土壤氮素转化具有重要影 响[11-13],所得出的结果由于添加碳源的性质不同及土 壤本身的差异而有所不同,表现为促进或抑制了土壤 氮的净矿化[14-16]。添加外源有机质后土壤氮素有效 性取决于其C/N,添加低C/N的有机质(C/N<20)表现 为氮素的净矿化<sup>[17]</sup>;而添加高C/N的有机质则导致微 生物对氮素的净固持[18]。因此,微生物同化作用在调 节土壤中有效氮含量方面起着重要的作用[19]。已有 研究报道,异养微生物能够被可利用的碳源刺激而促 进微生物同化作用[20-21]。几项研究表明,蔗糖、锯末

或稻草的施用均能降低草地、草原和山艾树生态系统 恢复时的土壤氮素有效性[22-23]。巨晓棠等[24]研究也发 现,添加小麦秸秆(高C/N)显著降低了土壤中无机氮 含量;而添加苜蓿秸秆或鸡粪(低C/N)则显著提高土 壤中无机氮含量。

另有研究表明,添加外源碳影响了微生物对不同 形态氮的吸收同化,因此对不同肥力水平土壤的氮素 转化产生显著影响[12-13]。例如,长期受微生物优先利 用NH<sup>‡</sup>-N这一传统观点的影响,人们普遍认为农田 土壤微生物不利用NO3-N<sup>[25-26]</sup>;但向土壤中添加作物 残茬和收获后残留物,由于增加了土壤中有效碳含 量,NO3-N的微生物同化量得到提高[27-28]。在一项Meta分析中,Cheng等<sup>[29]</sup>也发现当葡萄糖和醋酸盐的添加 量≥500 mg C·kg<sup>-1</sup>土或者动物粪肥和植物秸秆的C/N> 18时,均会促进微生物对NO5-N的同化。

添加外源碳会影响土壤氮素的矿化作用和硝化 作用,同时也会对反硝化过程产生影响<sup>[30]</sup>。N<sub>2</sub>O主要 来自土壤中氮素硝化和反硝化两个过程。由于土壤 中好气和厌气微区同时存在,因此两个过程可能同时 发生。研究发现反应底物(氮源、碳源)的有效性是影 响硝化和反硝化作用的重要因素之一。添加外源碳 对土壤有机碳的转化过程产生重要影响,进而直接影 响到土壤的碳固定和温室气体排放<sup>[31]</sup>。另外, Morley 等<sup>[32]</sup>研究表明,土壤有机质为绝大多数异养微生物提 供了碳源和电子供体,并为土壤呼吸作用提供基质。 因此,土壤有机质是调控N<sub>2</sub>O排放的重要因子。另有 研究表明,添加碳源能够增强土壤呼吸强度并显著增 加土壤微生物量,但不同外源碳成分及浓度导致温室 气体排放的多少也有差异[33-34]。

腐植酸是土壤有机质的主要成分,它是由动植物 残体经化学反应和微生物分解形成的大分子有机 酸[35]。腐植酸无毒、无公害,在农业生产中具有改良 土壤、增进肥效、刺激生长、促进抗逆、改善品质等5 大作用<sup>[36]</sup>。黄腐酸钾作为腐植酸类肥料的一种,具有 短碳链分子结构和可溶性较强的特点。研究表明,氮 肥配施黄腐酸钾均能提高作物产量和肥料利用

率<sup>[37-38]</sup>。然而,黄腐酸钾作为一种高C/N的可溶性碳 源,向土壤中添加黄腐酸钾对于氮素转化的影响如 何?另外,在烤烟生长后期向土壤中添加黄腐酸钾是 否可以作为一种调控植烟土壤后期氮素供应过多的 措施?这些问题值得我们探究。因此本文拟先采用 室内培养的实验方法,通过添加硝酸铵模拟植烟土壤 后期含有大量有效氮的情景,探究添加不同量黄腐酸 钾对植烟土壤氮素转化及N<sub>2</sub>O排放的影响,为下一步 田间工作提供数据支撑。这对明确添加黄腐酸钾后 氮素的转化规律具有重要意义,同时也可为烤烟或其 他作物生产中合理施用黄腐酸钾提供科学依据。

#### 1 材料与方法

#### 1.1 供试土壤与材料

供试土壤取自山东沂水县烟草实验站(118.63° E,35.85°N)内烟田 0~20 cm 表层。实验站位于鲁中南丘陵区,海拔 191 m,属暖温带大陆性季风气候,年均气温 14.1 °C,降水量 849 mm,蒸发量约为 560 mm, 无霜期 200 d以上,土壤类型为褐土(简育干润雏形土)。供试土壤的基本理化性质为:可溶性全氮 18.48 mg·kg<sup>-1</sup>,硝态氮 7.58 mg·kg<sup>-1</sup>,铵态氮 4.68 mg·kg<sup>-1</sup>,可溶性有机氮 6.22 mg·kg<sup>-1</sup>,全氮 0.76 g·kg<sup>-1</sup>,有机碳 5.10 g·kg<sup>-1</sup>,C/N 11.55,pH 6.94。供试土壤多点采集混合后,挑出肉眼可见的植物残体和石块,过 2 mm筛后保存于4 °C冰箱。

黄腐酸钾由上海芳甸生物科技有限公司提供 (全氮 2.04 g·kg<sup>-1</sup>,全碳 440.71 g·kg<sup>-1</sup>,以干基计), C/N 218.08。分别快速称取 4.17、8.33、16.77 g 和 33.54 g黄腐酸钾溶于 250 mL去离子水中,然后在超 声波振荡器内振荡 30 min,使其溶解均匀,配成4种 不同浓度的黄腐酸钾溶液:0.83,1.67,3.33 g·mL<sup>-1</sup>和 5 g·mL<sup>-1</sup>。

#### 1.2 实验设计

试验共设置5个处理:(1)对照(CK):只添加硝酸 铵(含NH₄-N和NO₃-N各100 mg·kg<sup>-1</sup>,下同);(2)T1: 硝酸铵+2.5 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;(3)T2:硝酸铵+5 g·kg<sup>-1</sup> 黄腐酸钾;(4)T3:硝酸铵+10 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;(5)T4: 硝酸铵+15 g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾。称取相当于20 g干土质 量的新鲜土样于250 mL玻璃瓶中,培养开始前把土 壤混匀,使其厚度均匀地平铺在瓶底,放在25 ℃室内 预培养1 d。预培养结束后,用移液管向每个玻璃瓶 中添加3 mL不同浓度的黄腐酸钾溶液,使黄腐酸钾 添加量分别为2.5、5、10 g·kg<sup>-1</sup>和15 g·kg<sup>-1</sup>,CK处理则

#### 农业环境科学学报 第39卷第5期

添加3mL去离子水;同时向每个玻璃瓶中加3mL NH4NO3 溶液(200 mg·kg<sup>-1</sup>),含 NH4-N 和 NO3-N 各 100 mg·kg<sup>-1</sup>。所有添加溶液均用移液管均匀滴入,使 其尽可能均匀分布于土壤中,此时土壤含水量为最大 田间持水量的67%。然后用硅胶塞将玻璃瓶密封,继 续在25℃下恒温培养30d,每隔2d去塞通气0.5h左 右,每2~3 d补水1次以补充因蒸发导致的水分损失。 分别在添加氮肥和黄腐酸钾后第1、3、5、7、14、30d采 集气体样品,采集气体样品之前,需要提前6h进行换 气密封。换气前用南京大学研制的704硅橡胶将塞 与瓶口缝隙密封,待硅胶干燥后,用真空泵抽取玻璃 瓶中的气体3min,接着通入新鲜空气,使玻璃瓶中的 气体与外界的气体平衡,再次进行上述操作,如此反 复3次,确保玻璃瓶中充满新鲜空气。在最后一次通 入空气时,采集此时的空气于20mL真空瓶中,作为 初始气体浓度,记录采样时间。密封培养6h之后,从 每组处理中随机取出3个土壤样品作为重复,用注射 器快速反复抽提5次以确保玻璃瓶内气体充分混匀, 用带有三通阀的注射器立即采集20mL气体,注入 20 mL的真空瓶中用于测定 N<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub>的浓度。

分别在培养过程中的第1、3、7、14、30 d,从每组 处理中随机取出3个土壤样品作为重复,按水土比5:1 向玻璃瓶中加入100 mL2 mol·L<sup>-1</sup> KCl溶液,振荡,过 滤,收集滤液于塑料瓶中,并于4℃下低温保存,用于 测定土壤中可溶性全氮(DTN)、NO<sub>3</sub>-N和NH4-N 浓度。

#### 1.3 测定项目与方法

土壤KCl溶液提取后的滤液用Skalar 连续流动 分析仪测定DTN、NO<sub>3</sub>-N和NH4-N浓度;N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub> 的浓度采用气相色谱仪(Agilent Technologies7890A) 测定。土壤pH用电位法(KCl浸提液)测定。

### 1.4 数据分析处理

净矿化速率按照公式(1)进行计算:

净矿化速率=[(NO<sub>3</sub>-N+NH<sub>4</sub>-N)<sub>in</sub>-(NO<sub>3</sub>-N+NH<sub>4</sub>-N)<sub>i0</sub>]/ (t<sub>n</sub>-t<sub>0</sub>) (1) 式中:(NO<sub>3</sub>-N+NH<sub>4</sub>-N)<sub>in</sub>和(NO<sub>3</sub>-N+NH<sub>4</sub>-N)<sub>i0</sub>分别为

培养第 n d 和第 0 d 时的 NO<sub>3</sub>-N 和 NH<sub>4</sub>-N 含量之和, mg·kg<sup>-1</sup>;t<sub>n</sub>为培养第 30 d;t<sub>0</sub>为培养第 0 d。

净硝化速率按照公式(2)进行计算:

净硝化速率=[(NO<sub>3</sub>-N)<sub>tn</sub>-(NO<sub>3</sub>-N)<sub>t0</sub>]/(t<sub>n</sub>-t<sub>0</sub>) (2) 式中:(NO<sub>3</sub>-N)<sub>t0</sub>和(NO<sub>3</sub>-N)<sub>tn</sub>分别为培养第nd和第0 d时的NO<sub>3</sub>-N含量,mg·kg<sup>-1</sup>;t<sub>n</sub>为培养第30d;t<sub>0</sub>为培养 第0d。 可溶性有机氮(DON)=DTN-(NO3-N+NH4-N)

CO<sub>2</sub>和N<sub>2</sub>O排放速率计算公式为:

$$F = \rho \times dc/dt \times V \times 273/(273+T)/W$$
(5)

式中:F为气体的排放速率(N<sub>2</sub>O,  $\mu$ g N·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;CO<sub>2</sub>, mg C·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>);ρ 为标准状况下 CO<sub>2</sub>和 N<sub>2</sub>O 的密度 (N<sub>2</sub>O-N,kg·m<sup>-3</sup>;CO<sub>2</sub>-C,kg·m<sup>-3</sup>);dc/dt 为单位时间内 玻璃瓶内气体浓度增加量,mg·L<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>:V为玻璃瓶中 气体的有效空间体积, mL; T为培养温度,  $\mathbb{C}$ ; W为干 土的质量,kg。两次排放通量测定间隔时间内的N<sub>2</sub>O 和CO<sub>2</sub>排放量用两次测定的平均排放通量乘以时间 间隔计算。整个培养过程中的N2O和CO2总的排放 量则为N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>累积排放量。

结果中的可溶性氮组分、N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>排放数据均 为3次重复数据。采用SPSS 24.0软件对数据进行单 因素方差分析,用LSD方法(P<0.05)分析处理间平均 数的差异显著性,用OriginPro 2018进行作图和线性 拟合。

#### 结果与分析 2

#### 2.1 可溶性氮

2.1.1 铵态氮(NH<sup>+</sup>-N)

添加黄腐酸钾处理的NHI-N含量变化趋势与CK 处理的NHI-N含量变化趋势基本一致(图1A),在前 3 d内小幅度减小,随后大幅度降低,第14 d后基本稳 定在较低水平。与CK处理相比,添加黄腐酸钾处理 在前7d内显著降低了土壤NH<sub>4</sub>-N含量(P < 0.05),降 低幅度随黄腐酸钾添加量的增大而增大。

#### 2.1.2 硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)

添加黄腐酸钾处理的NO3-N含量变化趋势与CK 处理的NO3-N含量变化趋势不一致(图1B),CK处理 呈不断增大的趋势,而添加黄腐酸钾处理基本上呈先 减小后增大到一定值后再次减小的趋势。在培养结 束时,T1、T2、T3、T4处理的NO3-N含量显著低于CK 处理(P<0.05),较CK处理分别降低了38.33、49.70、



CK,硝酸铵;T1,硝酸铵+2.5g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;T2,硝酸铵+5g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;T3,硝酸铵+10g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾;T4,硝酸铵+15g·kg<sup>-1</sup>黄腐酸钾; 误差棒长短表示标准差大小(n=3)。下同

CK, ammonium nitrate; T1, ammonium nitrate +2.5 g·kg<sup>-1</sup> potassium fulvic acid; T2, ammonium nitrate +5 g·kg<sup>-1</sup> potassium fulvic acid; T3, ammonium nitrate +10 g·kg<sup>-1</sup> potassium fulvic acid; T4, ammonium nitrate +15 g·kg<sup>-1</sup> potassium fulvic acid. Bars represent standard deviations (n=3). The same below

#### 图1 添加黄腐酸钾对土壤铵态氮(A)、硝态氮(B)、无机氮(C)和可溶性有机氮(D)含量的影响

Figure 1 Effects of fulvic acid potassium addition on the concentrations of ammonium nitrogen(A), nitrate nitrogen(B),

inorganic nitrogen(C) and soluble organic nitrogen(D) in soil

94.73 mg·kg<sup>-1</sup>和144.95 mg·kg<sup>-1</sup>。可见,添加黄腐酸钾 可显著降低土壤 NO<sub>3</sub>-N含量(P<0.05),且降低幅度随 黄腐酸钾添加量的增大而增大。

图 2B 为各处理的净硝化速率,添加黄腐酸钾处 理的净硝化速率显著低于 CK 处理(P<0.05)。T1、 T2、T3、T4处理的净硝化速率分别为2.25、1.87、0.37 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>和-1.31 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,而 CK 处理的净硝化 速率为3.53 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。可见,添加黄腐酸钾显著降 低了土壤净硝化速率,且降低程度也随黄腐酸钾添加 量的增加而增大。

2.1.3 无机氮(DIN)

DIN 主要包括 NO<sub>5</sub>-N和 NH<sub>4</sub>-N。由图 1C和图 1B 可以看出,在培养过程中 DIN 的变化趋势与 NO<sub>5</sub>-N的 变化趋势基本一致。整个培养过程中,添加黄腐酸钾 处理的 DIN 含量均小于 CK 处理,除了 T1 处理在第 14 d比 CK 处理增大了 2.52 mg·kg<sup>-1</sup>。与 CK 处理相 比,添加黄腐酸钾处理在培养结束时显著降低了土壤 DIN 含量 (*P*<0.05),降低幅度以 T4 处理最大 (67.22%),其次为 T3 处理(44.11%)、T2 处理 (23.18%)、T1 处理(17.78%)。T1、T2、T3、T4处理的 净矿化速率分别为-1.20、-1.58、-3.08 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup> 和-4.73 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,而 CK 处理的净矿化速率为0.08 mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>(*P*<0.05,图 2A)。可以看出,添加黄腐酸 钾显著降低了土壤氮素的净矿化速率。

2.1.4 可溶性有机氮(DON)

由图 1D 可以看出,添加黄腐酸钾可以不同程度 地提高土壤 DON 含量。与 CK 处理相比,T1 和 T2 处 理在前 7 d 内降低了土壤 DON 含量,随后又提高了土 壤 DON 含量;T3 处理仅在培养开始和结束时显著提 高了土壤 DON 含量;而 T4 处理在整个培养过程中均 显著提高了土壤DON含量。在培养结束时,T1、T2、 T3、T4处理分别比CK处理增加了1.24、1.11、3.88 mg·kg<sup>-1</sup>和7.46 mg·kg<sup>-1</sup>。可见,当黄腐酸钾的添加量 ≥10g·kg<sup>-1</sup>时,可显著提高DON含量(P<0.05)。

#### 2.2 N<sub>2</sub>O和CO<sub>2</sub>排放量

图 3A 为各处理土壤呼吸速率的变化趋势。可以 看出,添加黄腐酸钾明显提高了土壤呼吸速率。T1 和 T2处理的呼吸速率在前 3 d内达到最大值,分别为 66.67 mg C·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>和 117.72 mg C·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;而 T3 和 T4 处理的呼吸速率在第 1 d就达到最大值,分别为 252.16 mg C·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>和 400.09 mg C·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,说明呼 吸速率达到最大值的时间随黄腐酸钾添加量的增加 而缩短。T1、T2、T3、T4 处理的呼吸速率达到最大值 后均呈现不断减小的趋势。CK 处理的呼吸速率变化 范围为 11.75~26.43 mg C·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,在整个培养过程中 均显著小于添加黄腐酸钾处理的呼吸速率(P<0.05)。 另外,由图 4A 可以看出,T1、T2、T3、T4 处理显著提高 了土壤 CO<sub>2</sub>累积排放量(P<0.05),分别比 CK 处理提 高了 738.11、1 138.86、1 930.33 mg C·kg<sup>-1</sup>和 2 597.92 mg C·kg<sup>-1</sup>。

图 3B 为各处理 N<sub>2</sub>O 排放速率的变化趋势。T1、 T2、T3、T4 处理的 N<sub>2</sub>O 排放速率在前 3 d内达到最大 值,分别为2 448.22、3 512.57、7 259.92 μg N·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup> 和7 393.66 μg N·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,之后均呈不断减小的趋势。 在培养结束时,T1、T2、T3、T4 处理的 N<sub>2</sub>O 排放速率分 别降至 1.14、0、0、0 μg N·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。CK 处理的 N<sub>2</sub>O 排 放速率在整个培养过程中均显著小于添加黄腐酸钾 处理(*P*<0.05),变化范围为 0~27.04 μg N·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。 可见,添加黄腐酸钾显著提高了 N<sub>2</sub>O 排放速率(*P*< 0.05),且 N<sub>2</sub>O 排放速率随黄腐酸钾添加量的增加而



Different lowercase letters mean insignificant difference between treatments based on LSD test(P<0.05). The same below 图 2 配施黄腐酸钾对土壤净矿化速率(A)和净硝化速率(B)的影响

Figure 2 Effects of application of fulvic acid potassium on soil net mineralization rate(A) and net nitrification rate(B)

增大。另外,添加黄腐酸钾处理较CK处理显著增加了 N<sub>2</sub>O累积排放量(P<0.05,图4B),且添加黄腐酸钾处 理间差异显著。

通过对 CO<sub>2</sub>累积排放量和 N<sub>2</sub>O 累积排放量进行 线性拟合发现,两者呈显著正相关关系( $R^2$ =0.97,P<0.001),线性关系为 y=-0.01x-8.95(图 5A)。另外对 净硝化速率与 N<sub>2</sub>O 累积排放量进行线性拟合发现,两 者呈显著负相关关系( $R^2$ =0.92,P<0.001),线性关系 为 y=-6.26+22.46(图 5B)。

## 3 讨论

土壤中的NH4-N和NO3-N被微生物同化,成为 生物体有机组成部分,称为无机氮的微生物固持,又 称微生物同化作用<sup>[39]</sup>。有研究表明,向土壤中添加外 源碳,如葡萄糖、蔗糖、纤维素、木屑和秸秆等碳源,可 促进微生物的活性<sup>[40-44]</sup>。添加外源碳刺激微生物活 性的同时也促进了微生物对氮的需求<sup>[45]</sup>,即微生物对 有效氮进行同化作用<sup>[40-42]</sup>。巨晓棠等<sup>[24]</sup>研究表明,添

加高C/N有机物料(小麦秸秆)显著降低了土壤中无 机氮含量:而添加低C/N有机物料(苜蓿秸秆或鸡粪) 显著提高了土壤中无机氮含量。另有研究表明,当土 壤有机碳源不足时,微生物对NHI-N的吸收同化能 力强于对NO3-N的吸收同化能力;当有充足的有机 碳源时,微生物对这两种形态氮素的固定能力几乎相 当<sup>[46]</sup>。本文结果显示,在培养第1d,T1、T2、T3、T4处 理的 $NH_4^2$ -N含量较CK处理分别降低了14.95、 34.55、42.14 mg·kg<sup>-1</sup>和52.14 mg·kg<sup>-1</sup>(图1A),这可能 是NHI-N通过硝化作用转换为NOI-N,但T1、T2、T3、 T4处理的NO3-N含量并未增加,反而较CK处理也分 别降低了7.25、24.75、16.13、18.49 mg·kg<sup>-1</sup>;另外,降低 的NH4-N也可能是在硝化过程和反硝化过程中以 N<sub>2</sub>O-N形式释放,但T1、T2、T3、T4处理在培养第1d 的 N<sub>2</sub>O 累积排放量仅分别为 2.5、3.51、7.26、6.49 mg· kg<sup>-1</sup>,综上,说明添加黄腐酸钾刺激了微生物对NH4-N 的同化。在培养第3d.T1、T2、T3、T4处理较CK处理 显著降低了NH4-N和NO3-N含量,而N2O-N只能解



$$-\Box$$
 T1  $-O$  T2  $-\Delta$  T3  $-V$  T4  $-\infty$  CK







图4 添加黄腐酸钾对 $CO_2(A)$ 和 $N_2O(B)$ 累积排放量的影响







Figure 5 Relationships between N2O cumulative emissions and CO2 cumulative emissions(A) and net nitrification rate(B)

释 NO3-N 降低量中的很小比例,说明向土壤中加入 黄腐酸钾,相当于以外源方式增加了微生物可利用的 碳源,刺激了微生物对NHI-N和NOI-N的同化。另 外,NH4-N和NO5-N含量的降低值随着黄腐酸钾添 加量的增大而增大,说明微生物同化作用随碳源含量 的增加而增大,有效碳含量影响微生物同化作用的强 弱<sup>[29,40]</sup>。在培养3d后,从CK处理的NH<sup>1</sup><sub>4</sub>-N和NO<sup>1</sup><sub>3</sub>-N 含量变化趋势可以看出,此时硝化速率较大,说明此 阶段内硝化作用占主导,这解释了添加黄腐酸钾处理 在培养3d后NO5-N含量不断增大的原因。在培养 结束时,与CK处理相比,添加黄腐酸钾处理显著降低 了无机氮含量,这与马红亮等啊的研究结果中无机氮 含量对外源碳的响应一致。添加黄腐酸钾处理的净 矿化速率均为负值(图2A),说明加入黄腐酸钾对微 生物固持的刺激作用大于对矿化作用的刺激作用,表 现为微生物对氮素的净固持;另外净硝化速率随黄腐 酸钾添加量的增大而减小,甚至T4处理的净硝化速 率为负值,这说明添加外源碳不仅影响了矿化作用, 也抑制了硝化作用,在其他研究中也发现了相似的结 果<sup>[10-13]</sup>。无机氮含量的降低值远大于 N<sub>2</sub>O 累积排放 量,也充分说明添加黄腐酸钾可以通过刺激微生物同 化作用来固持一定量的无机氮。

土壤氮素转化与有效碳源等因子有关<sup>[48]</sup>。在培养结束时,添加黄腐酸钾显著降低了土壤中的无机氮含量(图1C),但增加了可溶性有机氮含量(图1D),这可从外源碳的加入使土壤中微生物活性增大,大量的碳水化合物被微生物快速分解,甚至外源碳添加促进 土壤中顽固性老有机碳的分解得到解释<sup>[49-50]</sup>。

朱霞等<sup>[51]</sup>研究表明,可溶性碳的添加能间接增强 土壤微生物反硝化作用,从而促进土壤 N<sub>2</sub>O 排放。 Burford 等<sup>[52]</sup>发现反硝化速率与水溶性碳含量呈极显

著相关,土壤中水溶性碳含量越多,反硝化速率越 快,土壤N<sub>2</sub>O排放量也大幅增加。简言之,碳含量 决定土壤硝化和反硝化量的大小[53]。从本研究结 果中也可以看出,当氮肥和黄腐酸钾同时施入土壤 后,土壤N<sub>2</sub>O排放速率显著增加(P<0.05,图3B)。在 培养初始,T1、T2、T3、T4处理的N2O排放速率分别为 2 448.22、3 512.57、7 259.92、6 491.52 µg N·kg<sup>-1</sup>,分别 是CK处理的103、148、306、274倍,说明向土壤中加 入黄腐酸钾,相当于以外源方式增加了微生物可利用 的有效碳源,这不仅刺激了微生物同化作用,而且刺 激了反硝化作用。续勇波等154研究也表明,易矿化的 有机碳含量越高,反硝化过程中N2O排放速率越大, N<sub>2</sub>O被进一步还原的速率变小,N<sub>2</sub>O总排放量增大。 本实验得出相同结果,N20累积排放量随着黄腐酸钾 添加量的增大而增大(图4B),且添加黄腐酸钾处理 的N2O累积排放量均显著高于CK处理(P<0.05)。另 外,Gillam等1301研究发现,N2O和N2排放量增加通常与 土壤中NO3-N浓度增加有关,因为NO3-N是反硝化 过程中作为N<sub>2</sub>O生成的重要电子受体。但本实验得 出相反的结果,发现净硝化速率与N<sub>2</sub>O累积排放量呈 显著负相关关系(图5B)。这可能与本实验在开始时 向土壤中加入等量的NHi-N、NOi-N和黄腐酸钾刺激 了微生物对NO<sub>3</sub>-N同化有关。

Tilston等<sup>[41]</sup>研究表明,添加外源碳可以提高微生物活性,与我们不同的是他们所用碳源是蔗糖和木屑。本实验结果显示,添加黄腐酸钾处理的土壤呼吸速率显著大于CK处理(图3A),且土壤呼吸速率随黄腐酸钾添加量的增大而增大。另外,添加黄腐酸钾处理较CK处理显著增加了CO2累积排放量(图4A),且黄腐酸钾添加量与CO2累积排放量呈极显著正相关(r=0.98,sig=0.000),说明添加黄腐酸钾提高了微生

物活性,且微生物活性随黄腐酸钾添加量的增大而增 强。芦思佳等<sup>[5]</sup>研究结果中也表明CO<sub>2</sub>累积排放量 随可溶性碳含量的增大而增大。另外,微生物呼吸作 用增强,加快了土壤中O2的消耗,容易形成厌氧环境 而促进反硝化作用<sup>[51]</sup>。因此,微生物呼吸作用增强也 会导致 N<sub>2</sub>O 排放量的增加。从本实验结果也可以看 出,N<sub>2</sub>O累积排放量与CO<sub>2</sub>累积排放量呈显著正相关 关系(P<0.001,图5A),这与Huang等<sup>[56]</sup>研究结果中 N<sub>2</sub>O 累积排放量与CO<sub>2</sub>累积排放量的关系一致。

综上所述,在室内培养试验条件下,配施黄腐酸 钾对植烟土壤氮素转化具有一定影响。但在种植烟 草的田间条件下,烟株牛长会吸收利用一部分氮素, 根系分泌物也会对氮素转化产生一定影响[57],氮素还 会发生径流、淋洗损失等,黄腐酸钾对氮素转化的影 响会与室内培养试验有一定差异。因此,大田种植烟 草条件下黄腐酸钾对氮素转化的影响需做进一步深 入研究。另外,添加黄腐酸钾可以明显降低土壤中无 机氮含量,那么在烤烟生长后期添加黄腐酸钾是否可 以作为一种调控植烟土壤后期氮素供应过多的措施? 值得我们开展下一步工作去探究。

### 4 结论

(1) 黄腐酸钾作为一种高 C/N 的碳源, 对微生物 同化作用的刺激大于对矿化作用的刺激;添加黄腐 酸钾可显著降低土壤中的无机氮含量,目无机氮含 量的降低值随黄腐酸钾添加量的增大而增大。同 时,添加黄腐酸钾也刺激了反硝化作用,显著提高了 N<sub>2</sub>O 累积排放量, 且反硝化作用随黄腐酸钾添加量 的增大而增强。

(2)向土壤中添加黄腐酸钾能够刺激微生物活 性,显著提高土壤呼吸速率和CO2累积排放量。另 外,CO2累积排放量与N2O累积排放量之间存在显著 的正相关关系,因此,CO2累积排放量可作为量化N2O 累积排放量的辅助指标。

#### 参考文献:

- [1]李春俭,张福锁,李文卿,等.我国烤烟生产中的氮素管理及其与烟 叶品质的关系[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, 13(2): 331-337. LI Chun-jian, ZHANG Fu-suo, LI Wen-qing, et al. Nitrogen management and its relation to leaf quality in production of flue-cured tobacco in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2007, 13(2): 331-337.
- [2] Rosa M, Fabio C, Renato C. Nitrogen requirements for flue-cured tobacco[J]. Agronomy Journal, 2006, 98(3):666-673.

- [3] 刘青丽, 张云贵, 焦永鸽, 等. 西南烟区氮素供应与烤烟氮素吸收的 关系[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(3):757-764. LIU Qing-li, ZHANG Yun-gui, JIAO Yong-ge, et al. Relationship between nitrogen supply and nitrogen absorption of flue-cured tobacco in southwest China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, 23 (3):757-764.
- [4] 巨晓棠, 晁逢春, 李春俭, 等. 土壤后期供氮对烤烟产量和烟碱含量 的影响[]]. 中国烟草学报, 2003, 9(增刊):48-53.

JU Xiao-tang, CHAO Feng-chun, LI Chun-jian, et al. The yield and nicotine content of flue-cured tobacco as affected by soil nitrogen mineralization in late stage[J]. Journal of China Tobacco, 2003, 9(Suppl): 48-53.

[5] 刘青丽, 任天志, 李志宏, 等. 我国主要植烟土壤氮素矿化潜力研究 [J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(6):1266-1272.

LIU Qing-li, REN Tian-zhi, LI Zhi-hong, et al. Nitrogen mineralization potential of major soil planting tobacco in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2009, 15(6):1266-1272.

- [6] 谷海红, 刘宏斌, 王树会, 等. 应用 5N 示踪研究不同来源氮素在烤 烟体内的累积和分配[J]. 中国农业科学, 2008, 41(9): 2693-2702. GU Hai-hong, LIU Hong-bin, WANG Shu-hui, et al. Study on accumulation and distribution of different sources of nitrogen in flue-cured tobacco plant by <sup>15</sup>N tracer[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2008, 41 (9):2693-2702.
- [7] 刘青丽, 任天志, 李志宏, 等. 植烟黄壤供氮特征研究[J]. 中国农业 科学,2010,43(1):87-95.

LIU Qing-li, REN Tian-zhi, LI Zhi-hong, et al. The characteristics of nitrogen supply in yellow soil planted with tobacco[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2010, 43(1):87-95.

[8] 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.

ZHU Zhao-liang, WEN Qi-xiao. Nitrogen in soils of China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992.

[9] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用[J]. 土壤通报, 2002, 33(5):385-391.

FAN Xiao-hui, ZHU Zhao-liang. Nitrification and denitrification in upland soils[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2002, 33(5):385-391.

[10]张 乐,何红波,章建新,等.不同用量葡萄糖对土壤氮素转化的 影响[J]. 土壤通报, 2008, 39(4):775-778.

ZHANG Le, HE Hong-bo, ZHANG Jian-xin, et al. Effect of glucose addition with different amount on extraneous nitrogen transformation in soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2008, 39(4):775-778.

[11] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 生态环境学报, 2000, 9(1): 1 - 6

ZHU Zhao-liang. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2000, 9(1):1-6.

[12] 贾俊仙,李忠佩,车玉萍.添加葡萄糖对不同肥力红壤性水稻土氮 素转化的影响[J]. 中国农业科学, 2010, 43(8):1617-1624.

JIA Jun-xian, LI Zhong-pei, CHE Yu-ping. Effects of glucose addition on N transformations in paddy soils with a gradient of organic C content in subtropical China[J]. Scientia Agriculture Sinica, 2010, 43 1138

(8):1617-1624.

 [13] 贾俊仙,李忠佩,车玉萍.添加葡萄糖对不同肥力黑土氮素转化的 影响[J].土壤学报,2011,48(1):207-211.
 JIA Jun-xian, LI Zhong-pei, CHE Yu-ping. Effect of glucose addi-

tion on nitrogen transformation in black soils different in organic carbon content[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(1):207-211.

- [14] Groffman P M. Carbon additions increase nitrogen availability in northern hardwood forest soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, 29(4):430–433.
- [15] Magill A H, Aber J D. Variation in soil net mineralization rates with dissolved organic carbon additions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(5):597-601.
- [16] Liang L L, Eberwein J R, Allsman L A, et al. Regulation of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes by coupled carbon and nitrogen availability[J]. *Environmental Research Letters*, 2015, 10(3):034008.
- [17] Hadas A, Kautsky L, Goek M, et al. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(2):255-266.
- [18] Moritsuka N, Yanai J, Mori K, et al. Biotic and abiotic processes of nitrogen immobilization in the soil-residue interface[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(7):1141-1148.
- [19] Qiu S, McComb A J, Bell R W, et al. Measuring microbial uptake of nitrogen in nutrient-amended sandy soils: A mass-balance based approach[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(2):581-589.
- [20] Manuel Montano N, Garcia–Oliva F, Jaramillo V J, et al. Dissolved organic carbon affects soil microbial activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest[J]. *Plant and Soil*, 2007, 295(1/2): 265–277.
- [21] Farrell M, Prendergast-Miller M, Jones D L, et al. Soil microbial organic nitrogen uptake is regulated by carbon availability[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 77:261-267.
- [22] Prober S M, Thiele K R, Lunt I D, et al. Restoring ecological function in temperate grassy woodlands: Manipulating soil nutrients, exotic annuals and native perennial grasses through carbon supplements and spring burns[J]. Journal of Applied Ecology, 2005, 42(6):1073-1085.
- [23] Szili-Kovacs T, Torok K, Tilston E L, et al. Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43(6):823-828.
- [24] 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 尿素与 DCD 和有机物料配施条件下氮 素的转化和去向[J]. 中国农业科学, 2002, 35(2):181-186. JU Xiao-tang, LIU Xue-jun, ZHANG Fu-suo. Nitrogen transformation and fate in soil under the conditions of mixed application of urea with DCD or different organic materials[J]. Scientia Agriculture Sinica, 2002, 35(2):181-186.
- [25] Shi W, Miller B E, Star k J M, et al. Microbial nitrogen transformations in response to treated dairy waste in agricultural soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2004, 68(6):1867–1874.
- [26] Zhang J B, Zhu T B, Meng T Z, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China

[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 62:107-114.

- [27] Burger M, Jackson L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1):29-36.
- [28] Trinsoutrot I, Recous S, Mary B, et al. C and N fluxes of decomposing <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N *Brassica napus* L.: Effects of residue composition and N content[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32 (11): 1717– 1730.
- [29] Cheng Y, Wang J, Wang J Y, et al. The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial NO<sub>3</sub>-immobilization: A meta-analysis[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 115:357-363.
- [30] Gillam K M, Zebarth B J, Burton D L, et al. Nitrous oxide emissions from denitrification and the partitioning of gaseous losses as affected by nitrate and carbon addition and soil aeration[J]. *Can J Soil Sci*, 2008, 88(2):133-143.
- [31] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. Science, 2004, 304(5677):1623–1627.
- [32] Morley N, Baggs E M. Carbon and oxygen controls on N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> production during nitrate reduction[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42(10):1864–1871.
- [33] 强学彩, 袁红莉, 高旺盛. 秸秆还田量对土壤 CO<sub>2</sub>释放和土壤微生物量的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(3):469-472.
  QIANG Xue-cai, YUAN Hong-li, GAO Wang-sheng. Effect of cropresidue incorporation on soil CO<sub>2</sub> emission and soil microbial biomass
  [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(3):469-472.
- [34] Kemmitt S J, Lanyon C V, Waite I S, et al. Mineralization of native soil organic matter materials is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: A new perspective[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40:61–73.
- [35] Shahid M, Dumat C, Silvestre J, et al. Effect of fulvic acids on lead induced oxidative stress to metal sensitive *Vicia faba* L. plant[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48(6):689–697.
- [36] Priya B N V, Mahavishnan K, Gurumurthy D S, et al. Fulvic acid (FA) for enhanced nutrient uptake and growth: Insights from biochemical and genomic studies[J]. *Journal of Crop Improvement*, 2014, 28(6):740-757.
- [37] 张亚飞,罗静静,彭福田,等.黄腐酸钾与化肥控释袋促进桃树生 长及氮肥吸收利用[J].植物营养与肥料学报,2017,23(4):998-1005.

ZHANG Ya-fei, LUO Jing-jing, PENG Fu-tian, et al. Fulvic acid potassium and nutrient-controlled release paperbag enhance peach tree growth, nitrogen absorption and utilization[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2017, 23(4):998–1005.

[38] 彭 玲, 刘晓霞, 何 流, 等. 不同黄腐酸用量对'红将军'苹果产量、品质和<sup>15</sup>N-尿素去向的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(5): 1412-1420.

PENG Ling, LIU Xiao-xia, HE Liu, et al. Effects of different fulvic acid application rates on fruit yield, quality and fate of <sup>15</sup>N-urea in ' R ed General' apple[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29 (5):1412-1420.

- [39] 程 谊,张金波,蔡祖聪.土壤中无机氮的微生物同化和非生物固定作用研究进展[J].土壤学报,2012,49(5):1030-1036.
  CHENG Yi, ZHANG Jin-bo, CAI Zu-cong. A research progress on biotic and abiotic inorganic N immobilization in soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2012, 49(5):1030-1036.
- [40] Sawada K, Funakawa S, Toyota K, et al. Potential nitrogen immobilization as influenced by available carbon in Japanese arable and forest soils[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2015, 61(6):917–926.
- [41] Tilston E, Szili-Kovács T, Hopkins D W. Contributions of labile and resistant organic materials to the immobilization of inorganic soil N when used in the restoration of abandoned agricultural fields[J]. Soil Use and Management, 2010, 25(2):168-174.
- [42] Rasul G, Khan A A, Khan K S, et al. Immobilization and mineralization of nitrogen in a saline and alkaline soil during microbial use of sugarcane filter cake amended with glucose[J]. *Biology and Fertility* of Soils, 2009, 45(3):289–296.
- [43] Blagodatskaya E, Khomyakov N, Myachina O, et al. Microbial interactions affect sources of priming induced by cellulose[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 74:39–49.
- [44] Kelliher F M, Barbour M M, Hunt J E. Sucrose application, soil microbial respiration and evolved carbon dioxide isotope enrichment under contrasting land uses[J]. *Plant and Soil*, 2005, 268(1):233–242.
- [45] Chen R, Senbayram M, Blagodatsky S, et al. Soil C and N availability determine the priming effect: Microbial N mining and stoichiometric decomposition theories[J]. *Global Change Biology*, 2014, 20(7):2356– 2367.
- [46] Szili-Kovács T, Török K, Tilston E L, et al. Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43(6):823-828.
- [47] 马红亮,魏春兰,李 磊,等.添加葡萄糖对杉木人工林土壤氮素转化及净矿化和硝化的影响[J].林业科学研究,2014,27(3):356-362.
  MA Hong-liang, WEI Chun-lan, LI Lei, et al. Effects of glucose addition on soil nitrogen transformation and net mineralization and nitrification in Chinese fir plantation[J]. *Forest Research*, 2014, 27(3):356-362.
- [48] 方运霆, 莫江明, Per Gundersen, 等. 森林土壤氮素转换及其对氮 沉降的响应[J]. 生态学报, 2003, 24(7):211-219.

FANG Yun-ting, MO Jiang-ming, Per Gundersen, et al. Nitrogen

transformations in forest soils and its responses to atmospheric nitrogen deposition: A review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 24(7):211–219.

- [49] Fontaine S, Barot S, Barré P, et al. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply[J]. *Nature*, 2007, 450 (7167):277-280.
- [50] Miao S J, Ye R Z, Qiao Y F, et al. The solubility of carbon inputs affects the priming of soil organic matter[J]. *Plant and Soil*, 2017, 410 (1/2):129–138.
- [51] 朱 霞, 韩晓增, 乔云发, 等. 外加可溶性碳氮对不同热量带土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12):2637-2644. ZHU Xia, HAN Xiao-zeng, QIAO Yun-fa, et al. Influence of soluble carbon and nitrogen on N<sub>2</sub>O emission from different thermal zones soil [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(12):2637-2644.
- [52] Burford J R, Bremner J M. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter[J]. *Soil Biology and Biochemisty*, 1975, 7(6):389– 394.
- [53] Katz R, Hagin J, Kurtz L T. Participation of soluble and oxidizable soil organic compounds in denitrification[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1985, 1(4):209-213.
- [54] 续勇波, 蔡祖聪. 亚热带土壤氮素反硝化过程中 N<sub>2</sub>O 的排放和还 原[J]. 环境科学学报, 2008, 28(4):731-737.
  XU Yong-bo, CAI Zu-cong. Nitrous oxide emission and reduction during denitrification in subtropical soils[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(4):731-737.
- [55] 芦思佳, 韩晓增. 施肥对土壤呼吸的影响[J]. 农业系统科学与综合研究, 2011, 27(3):366-370.
  LU Si-jia, HAN Xiao-zeng. The effect of fertilization on soil respiration[J]. System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture, 2011, 27(3):366-370.
- [56] Huang Y, Zou J, Zheng X, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, 36(6):973–981.
- [57] 俞 慎, 李振高. 稻田生态系统生物硝化-反硝化作用与氮素损失[J]. 应用生态学报, 1999, 10(5):630-634.

YU Shen, LI Zhen-gao. Biological nitrification-denitrification and nitrogen loss in rice field ecosystem[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10(5):630–634.