环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.9
第40卷 第9期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第9期
2019年9月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第9期 2019年9月
Vol. 40, No. 9 Sep., 2019

氮肥深施及间种白三叶草对茶园N_2O排放的影响

吕天新[1,2,3], 伍延正[1,2], 沈健林[1,2*], 陈丹[1,2], 姜文倩[1,2,3], 王娟[1,2], 李勇[1,2*], 吴金水[1,2]
(1. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; 2. 中国科学院长沙农业环境观测研究站, 长沙 410125; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 近年来我国茶园面积不断扩大, 茶园施氮(N)量大、N_2O排放量高, 是重要的N_2O排放源, 开展茶园的N_2O减排研究十分有必要. 本研究在位于我国亚热带丘陵区的典型茶园, 通过设置常规施肥、氮肥深施和间种白三叶草这3种处理, 观测不同施肥及管理措施下茶园土壤N_2O排放及其相关土壤环境因子动态, 旨在明确不同措施对茶园N_2O排放的减排效果, 并解析相关影响因子. 通过3 a的田间试验表明, 亚热带丘陵茶园具有较高的N_2O排放, N_2O-N年累积排放量高达5.1~10.1 kg·hm^{-2}. N_2O排放主要发生在春夏季, 当土壤温度低于15℃, 其排放主要与土壤温度呈正相关; 当温度高于15℃, 则主要与土壤含水量、土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量呈正相关. 三年间茶园间种白三叶草较常规施肥未显著影响N_2O排放, 肥料深施在降雨量较高年份增加了茶园N_2O排放, 间种白三叶草和肥料深施未显著影响茶叶产量. 本研究表明, 亚热带茶园间种白三叶草减排N_2O的效果不显著, 不减少氮肥用量下氮肥深施未能降低N_2O排放, 今后有必要研究肥料深施配合氮肥减量来减排N_2O.

关键词: 茶园; 氧化亚氮(N_2O); 温室气体; 氮肥; 间作
中图分类号: X144; X16 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)09-4221-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201901254

N_2O Emissions from a Tea Field with Deep Application of Nitrogen Fertilizer and Intercropping with White Clover

LÜ Tian-xin[1,2,3], WU Yan-zheng[1,2], SHEN Jian-lin[1,2*], CHEN Dan[1,2], JIANG Wen-qian[1,2,3], WANG Juan[1,2], LI Yong[1,2*], WU Jin-shui[1,2]
(1. Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Regions, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 2. Changsha Research Station for Agricultural & Environmental Monitoring, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In recent years, the area of tea fields in China has expanded. The application rate of nitrogen fertilizer is usually high in tea fields, which causes high N_2O emissions. Tea fields are important sources of N_2O emissions; thus, it is necessary to research N_2O emission reduction in tea fields. A three-year field study was conducted to investigate soil N_2O emissions and influencing factors under different fertilization measurements in a typical tea field in a subtropical hilly region of China. Three treatments—conventional fertilization, deep application of nitrogen fertilizer, and intercropping with clover—were studied to measure the soil N_2O fluxes and the related soil and environmental properties. The results showed that the subtropical hilly tea field had high N_2O emissions, and the cumulative annual emissions of N_2O-N were as high as 5.1-10.1 kg·hm^{-2}. The N_2O emissions occurred mainly in spring and summer. When the soil temperature was lower than 15℃, the N_2O flux shown mainly a positive correlation with the soil temperature. However, when the soil temperature was higher than 15℃, the positive correlation was mainly with the soil water, soil NH_4^+-N, and NO_3^--N contents. Compared with conventional fertilization, the intercropping of white clover did not significantly reduce N_2O emissions, although deep application of fertilizer increased annual N_2O emissions when the rainfall was high. Neither intercropping of white clover or deep application of fertilizer affected the tea yield or the yield-scaled N_2O emissions compared with conventional fertilization. Our study indicates that both intercropping of white clover and deep application of fertilization without reducing the nitrogen application rate did not reduce the soil N_2O emissions in subtropical tea fields. Further studies are needed to determine the effects of deep fertilization application combined with a reduction in the nitrogen application rate on N_2O emissions from tea fields.

Key words: tea field; N_2O; greenhouse gas; nitrogen fertilizer; intercropping

N_2O是大气中重要的温室气体之一, 100 a时间尺度内其单位质量的温室气体效应是CO_2的298倍, 是CH_4的11.9倍[1]. 土壤是N_2O排放的主要来源, 占大气N_2O总排放量的65%[2]. 土壤微生物参与的硝化反硝化过程是土壤N_2O排放的主要途径[3~5], 农田氮(N)肥施用后土壤中无机氮含量增加, 在微生物作用下土壤N_2O排放显著增加[6,7]. 因此, 合理施用氮肥对于减少农田N_2O排放量十分重要.

我国是一个产茶大国, 茶树种植面积达到305

收稿日期: 2019-01-30; **修订日期**: 2019-03-25
基金项目: 国家自然科学基金项目(41671243, 41771336, 41807044)
作者简介: 吕天新(1994~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为茶园温室气体减排, E-mail: 991063635@qq.com
* 通信作者, E-mail: jlshen@isa.ac.cn; yli@isa.ac.cn

万 hm^2，主要分布在贵州、云南、四川、湖北、福建、浙江、安徽和湖南等地区[8]. 近年来，由于盲目追求茶叶产量，茶叶生产中偏施氮肥的现象日益严重，如在一些茶叶主产区，单位面积的氮肥用量高达 740 $kg \cdot hm^{-2}$[9]. 高量施用氮肥，一方面导致土壤存留较高的 NH_4^+-N 和 NO_3^--N，刺激 N_2O 排放；另一方面，过量施用氮肥导致茶园土壤酸化，而酸性土壤可导致大量 N_2O 排放[10]，且 N_2O 的排放量随 pH 下降而上升[11]. 有研究表明，茶园土壤 N_2O-N 年排放量可高达 17 $kg \cdot hm^{-2}$[12]，茶园已成为 N_2O 的重要排放源. 因此，减少茶园土壤 N_2O 排放对于减少农业源 N_2O 排放具有重要意义.

施肥方式和农田生态管理对土壤氮素循环有重要影响. 化肥深施处理能够改变表层土壤硝化和反硝化微生物的活性[13]，同时由于深度的增加，下层产生的 N_2O 在向空气中排放的过程中可能会被进一步还原成 N_2，从而减少 N_2O 排放. 白三叶草是一种常见的间作绿肥品种，根系主要分布在地下 10 cm 左右，具有发达的根瘤菌，能固定空气中的氮素. 白三叶草和茶树一样，喜湿、耐荫，在 pH 值为 4.5 ~8.5 的土壤均可生长. 茶树是典型的喜铵植物，由于硝酸还原酶活性低，所以对硝态氮的利用率仅为铵态氮的 1/4 左右[14]，豆科植物对硝态氮的吸收与转化作用较强，与茶树能很好地协调氮素，“争肥”矛盾最小[15]，可以降低茶园硝态氮含量，调节茶园土壤过度酸化和硝态氮对环境的污染，提高茶园氮素利用率. 目前已有研究指出果园中种植白三叶草，可以有效抑制杂草生长，具有蓄水保墒作用；同时土壤中的有机质含量，含氮量显著增加，大大提高了土壤的肥力[16]. 然而，有关氮肥深施及间种白三叶草对茶园 N_2O 的减排效果还鲜见报道. 本研究以亚热带丘陵区典型茶园为研究对象，设置常规施肥、化肥深施及间种白三叶草处理，开展 3 种不同施肥方式下 N_2O 排放量周年观测研究，并同步观测土壤及环境因子动态和茶叶产量，通过明确不同施肥措施下茶园 N_2O 排放通量，解析相关影响因子，以期为评价不同施肥方式引起的综合环境效应及筛选茶园减少 N_2O 排放的施肥方式提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验区概况

田间试验在位于湖南省长沙县的中国科学院长沙农业环境观测研究站的茶园基地（113°20′E，28°35′N，海拔 105 m）进行. 试验区多年平均气温 17.5℃，多年平均降雨量为 1515 mm，降雨多集中在每年 3 ~8 月份，无霜期约为 300 d. 试验地土壤类型为花岗岩母质发育而来的红壤，为沙壤土（黏粒含量为 24.5%），0 ~20 cm 耕层土壤基本理化性质为：全氮含量 0.74 $g \cdot kg^{-1}$，全磷含量 0.35 $g \cdot kg^{-1}$，有机碳含量 9.65 $g \cdot kg^{-1}$，容重 1.27 $g \cdot cm^{-3}$，pH 为 4.16.

1.2 试验设计

本试验采用随机区组设计，共有 3 个处理：分别为常规处理、氮肥深施处理和间种白三叶草处理，在文中 3 种处理分别用 CON、DP 和 EE 表示. CON 处理施氮量 450 $kg \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1}$，基肥在冬天施入 105 $kg \cdot hm^{-2}$ 菜籽饼（以氮计），沟施深度为 10 cm，追肥在春天施入 345 $kg \cdot hm^{-2}$ 尿素（以氮计）. DP 处理施氮量 450 $kg \cdot hm^{-2}$，基肥在冬天施入 105 $kg \cdot hm^{-2}$ 菜籽饼（以氮计），沟施深度为 20 cm，追肥在春天施入 345 $kg \cdot hm^{-2}$ 尿素（以氮计）. EE 处理施氮量 405 $kg \cdot hm^{-2}$（考虑到白三叶草具有固氮能力，间种白三叶草处理施氮量较常规处理减少 45 $kg \cdot hm^{-2}$，占总施氮量的 10%），基肥在冬天施入 105 $kg \cdot hm^{-2}$ 菜籽饼（以氮计），沟施深度为 10 cm，追肥在春天施入 300 $kg \cdot hm^{-2}$ 尿素（以氮计）；茶树行间种植白三叶草（*Trifolium repens* Linn.），于 2014 年 3 月播种，播种量为 4.5 $kg \cdot hm^{-2}$. 本试验中基肥施用在每年 11 ~12 月，追肥施用在 2 ~3 月. 各处理 3 次重复，共 9 个小区，每个小区面积为 60 m^2（10 m × 6 m）. 一年中采集茶叶 5 次，通过烘干计算茶叶干重. 一个典型的茶垄是 1.0 m 宽，0.9 m 高的茶树荫（中间种植两棵茶树）和 0.5 m 宽的茶树陇间隔（图 1）[17].

1.3 N_2O 排放的测定

N_2O 排放采用静态箱气相色谱法（GC）测定. 静态箱由箱体和底座两部分组成. 采样箱长为 0.8 m，宽 0.8 m，高 1.2 m，内含两个小风扇，用来确保箱内气体混合均匀. 顶箱上装有温度传感器用于测定箱内气温，箱体侧壁还开了一个小孔，用以安装气压平衡管. 每个茶行具有 4 个特征位置点，即一个茶树行间点、一个施肥点、一个茶树下点和一个茶树中点. 每个小区放置两个底座，一个底座要罩入 3 个特征位置：施肥点、茶树下和茶树中［图 1（a）］；另一个底座也要罩入 3 个特征位置：茶树行间、茶树下和茶树中［图 1（b）］[17]. 底座不再移动，每个处理都有 3 个重复. 从 2014 年 1 月起进行野外观测，至 2016 年 12 月采样结束. 气体采样的时间一般在上午 09:00 ~11:00 之间进行，采样频率为每周一次. 特殊时段如施肥后或者雨后加密为每周 2 ~3 次. 基于前人研究[12, 18]，罩箱以后，每次

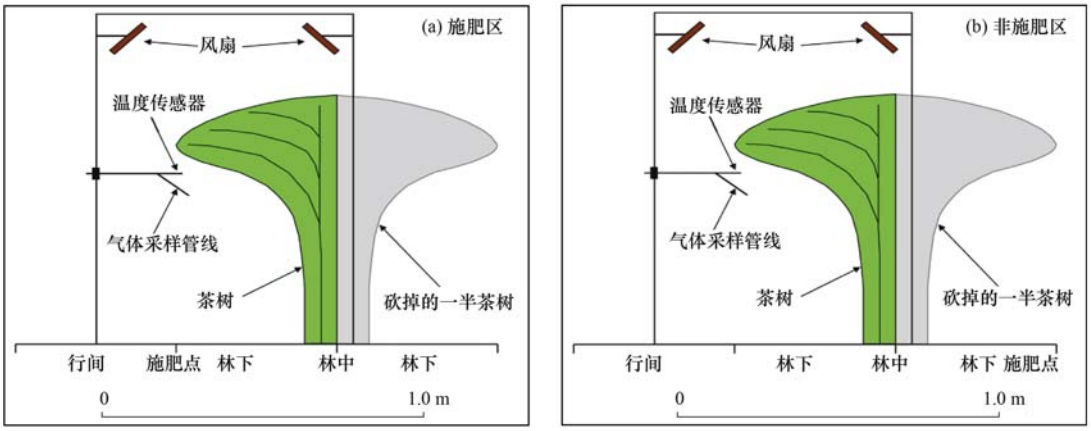


图 1　静态箱在茶树垄间的安装位置纵切面

Fig. 1　Diagrams of the vertical transect of the static closed-chamber in the tea field

采样共采集 5 个样品，每隔 6 min 抽取一个气体样品，持续 30 min，在此时间段内N_2O浓度呈现线性增加，根据N_2O浓度随时间变化的斜率即可计算出N_2O排放通量，该方法具有较好地准确性和重现性. 采用气相色谱仪（Agilent 7890A，美国）测定N_2O浓度，每天的N_2O-N 排放量依据文献[19]方法来计算. 每年的N_2O-N 排放计算公式[12]：

$$排放量 = \left[\frac{f_i + f_n}{2} + \sum_{i=1}^{n-1} \frac{(f_{i+1} + f_i)(DOY_{i+1} - DOY_i)}{2}\right] \times \frac{24}{1\,000} \times \frac{365}{DOY_n - DOY_{i+1}} \times \frac{10\,000}{1\,000\,000} \quad (1)$$

式中，f 为每天的N_2O-N 排放量[$\mu g \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$]；$DOY_i$ 为 1 a 中的天数（1 ~ 365 d）；n 为每年N_2O排放观测次数.

1.4　土壤采样和分析

在采样箱周围 2 ~ 3 m 半径的范围内采集深度在 0 ~ 20 cm 的土壤样品. 采集的鲜土通过手动混匀，然后分成两部分. 一部分用来测定土壤体积含水量（SWC），将新鲜土样在 105℃下，烘干 24 h 测定，根据重量含水量与土壤容重的乘积计算得到 SWC. 土壤充水孔隙度（WFPS）采用下式来计算[18]：

$$WFPS(\%) = \frac{SWC}{土壤总孔隙度} \times 100 \quad (2)$$

式中，土壤总孔隙度 $= 1 - \frac{土壤容重}{2.65}$. 另一部分样品用来测定铵态氮（NH_4^+-N）、硝态氮（NO_3^--N）和可溶性有机碳（DOC），铵态氮（NH_4^+-N）、硝态氮（NO_3^--N）的测定用 0.5 $mol \cdot L^{-1}$的 K_2SO_4 浸提，振荡 1 h 后用定性滤纸过滤，用流动分析注射仪进行测定（Fiastar 5000，FOSS，Hillerød，丹麦）NH_4^+-N和NO_3^--N，滤液进一步用 0.45 μm 滤膜过滤后用 TOC-TN 分析仪（Shimadzu Corp.，Kyoto，日本）进行测定 DOC.

1.5　土壤温度和降雨的观测

气体样品采集的同时用温度计（JM624，中国）记录土壤表层 5 cm 深处温度，采用小型气象站记录日降雨量.

1.6　数据统计分析

利用 Excel 进行相关数据计算，Origin 绘图，SPSS 进行皮尔森相关分析和单因素方差分析.

2　结果与分析

2.1　土壤环境因子动态

采样点降雨主要发生在春夏季节，3 ~ 8 月降雨量平均占到全年的 71%（图 2）. 2014、2015 和 2016 年 3 a 的降雨量分别为1 283、1 413 和1 602 mm，其中 2014 年降雨量最小，2016 年最高. 土壤温度以夏季最高，春秋次之，冬季最低. 2014、2015 和 2016 年 3 a 采样期间平均土壤温度分别为 17.4、17.6 和 17.6℃，年际间差异较小（图 2）.

土壤表层 0 ~ 20 cm 含水量全年呈现明显的季节动态变化，与降雨量的季节变化较为一致（图 3）. CON、DP 和 EE 在 3 a 间的平均土壤 WFPS 相差不大，土壤 WFPS 的变化范围在 20% ~ 60% 之间. WFPS 受降雨量影响，春夏雨季出现高峰值，秋旱季出现低谷值，3 a 中 WFPS 均在 8 ~ 10 月呈现一个低谷时期. 2016 年各处理的最大 WFPS 高于前两年最大含水量. 各处理之间没有显著差异，且时间变化趋势比较一致.

土壤NH_4^+-N含量动态受施肥影响大. 3 个处理中，土壤NH_4^+-N的含量都在施肥后增加，在其他期间含量则相对较低，呈现明显的动态特征. EE 处理中，在茶树非生长季节中也能看到几个铵态氮的峰值. 3 a 的观测内，2014 年和 2016 年高铵态氮含量持续时间较长，2015 年持续时间较短（图 4）. 3 a

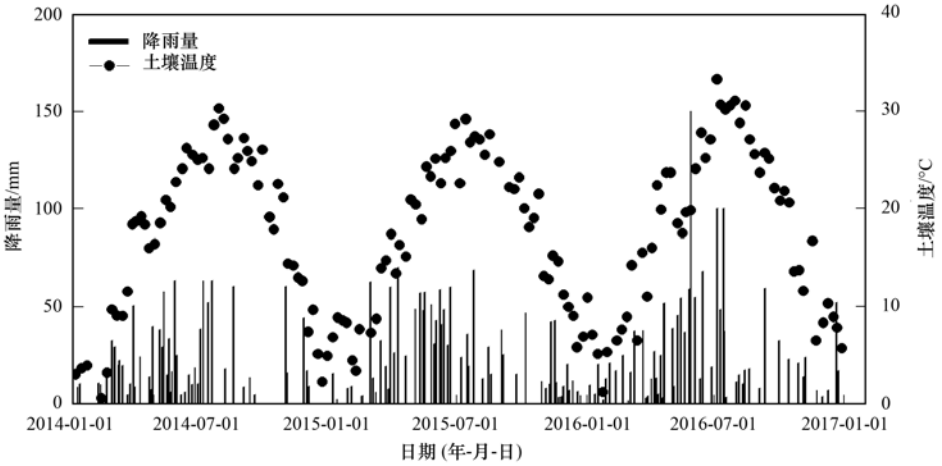


图 2 试验点 3 a 降雨量与土壤温度(5 cm)

Fig. 2 Precipitation and 5 cm soil temperature during 2014-2016 at the sampling site

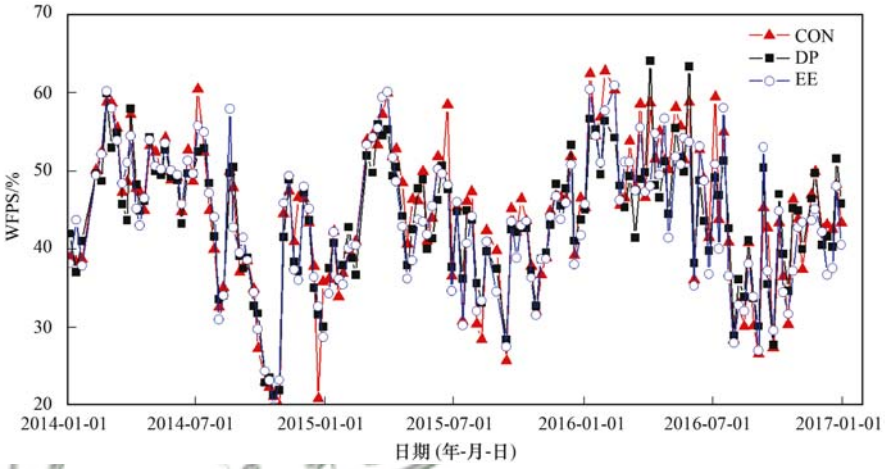


图 3 不同处理 0 ~ 20 cm 土壤充水孔隙度变化

Fig. 3 Soil water filling pore space dynamics for the treatments

观测期内，CON 处理的 NH_4^+-N 在 1.5 ~ 256.4 mg·kg^{-1}之间，3 a 均值为 36.2 mg·kg^{-1}；DP 处理的NH_4^+-N在 1.4 ~ 311.3 mg·kg^{-1}之间，3 a 均值为 27.9 mg·kg^{-1}；EE 处理的 NH_4^+-N 在 1.0 ~ 449.5 mg·kg^{-1}之间，3 a 均值为 43.4 mg·kg^{-1}. EE 的铵态氮含量要高于其他两个处理. NO_3^--N含量明显低于NH_4^+-N含量. 与土壤NH_4^+-N相同，进入春季后，随着氮肥施用和气温的回升，土壤NO_3^--N含量上升，冬季为低含量时期，均出现明显的波谷(图 4). 观测期内，CON、DP 和 EE 处理土壤NO_3^--N含量分别在 0.6 ~ 40.6、0.7 ~ 42.6 和 0.9 ~ 48.0 mg·kg^{-1}之间. 3 a 的平均硝态氮含量分别为 8.8、8.5 和 9.6 mg·kg^{-1}干土，EE 处理的硝态氮含量高于 CON 处理和 DP 处理. 在研究期间的 DOC 变化可以看出，EE 处理在 2014、2015 年进入春季时均出现一次明显的峰值(图 4). CON、DP 和 EE 处理中，3 a 平均的 DOC 含量分别为 120.8、118.1 和 122.4 mg·kg^{-1}干土，各处理土壤 DOC 含量差异较小.

2.2 N_2O季节排放动态及其与环境因子的关系

3 种不同处理下，N_2O的排放在 3 a 内呈现明显的季节动态变化特征(图 5). 3 ~ 9 月气温相对较高，是茶叶生长的季节，N_2O排放量相对较高，其他时间为低排放期. 化肥施用显著影响土壤的N_2O排放过程，在春季第一次施肥后一个月内出现排放峰值，之后逐渐降低，10 月 ~ 次年 2 月出现最低排放值. 而施用有机肥后 2 个月内N_2O排放并未出现显著增加. 如图 2 所示，2015 年N_2O排放峰值最低，2016 年的排放峰值最高.

3 个处理中，N_2O 排放与 WFPS、NH_4^+-N 和 NO_3^--N在不同的土壤温度段呈现不同的相关性. 本研究中根据N_2O排放对土壤温度的响应将土壤温度分为大于 15℃与小于 15℃两部分，分别对不同土壤温度段N_2O排放的影响因子进行相关分析. 在土壤温度小于 15℃时，N_2O的排放与土壤温度呈显著正相关性(r 为 0.27 ~ 0.31，$P < 0.05$)，而与其它的环境因子的相关性没有明显的显著关系，主要的限制因子是温度. 在大于 15℃时，N_2O的排放与土

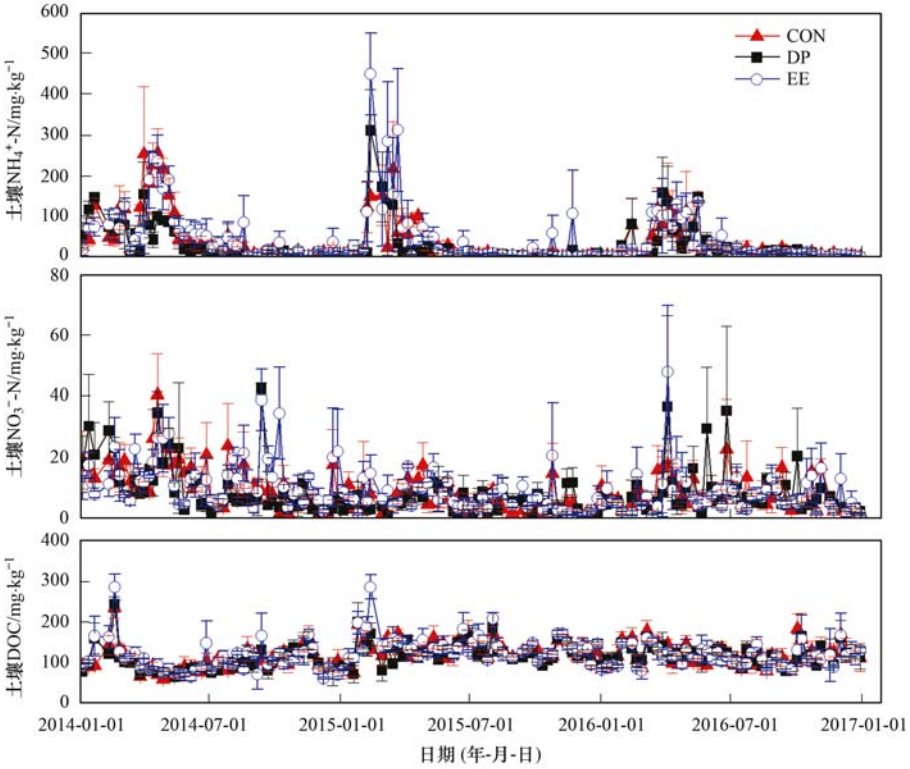


图 4　不同处理土壤NH_4^+-N，NO_3^--N和 DOC 含量变化

Fig. 4　Dynamics of soil NH_4^+-N, NO_3^--N, and DOC contents for the treatments

壤温度呈显著负相关，且与NH_4^+-N、NO_3^--N(除 EE 处理外)和 WFPS 有着极显著的正相关，对于 3 个处理 CON、DP 和 EE，N_2O排放与NO_3^--N的相关性呈依次减弱的趋势. 3 个处理与 DOC 都呈负相关，除了 DP 之外，其他两个处理与 DOC 有显著的负相关关系. 在 CON 处理中，N_2O排放与监测的土壤环境因子都呈显著相关，在 DP 处理中，N_2O排放与NH_4^+-N、NO_3^--N和 WFPS 有显著相关性，而 EE 处理与NH_4^+-N、WFPS 和 DOC 有显著相关性(表 1).

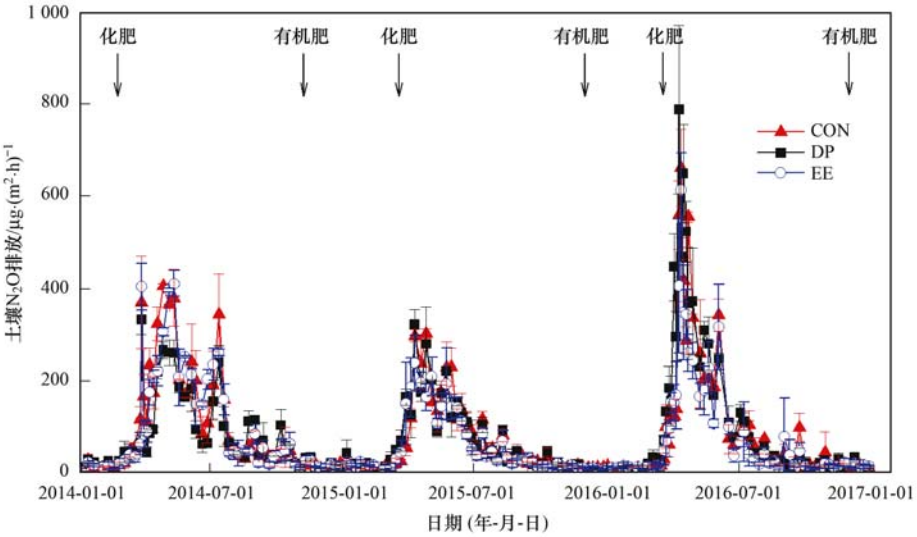


图 5　不同处理N_2O的季节排放动态

Fig. 5　N_2O fluxes in 2014-2016 for the treatments

2.3　N_2O累积排放量与茶叶产量

从 2014 ~ 2016 年，CON、DP 和 EE 的N_2O-N 累计排放总量为 23.0、22.9 和 20.9 kg·hm^{-2}. 各处理 3 a 的N_2O累积排放量未表现出显著差异，但总量表现出 CON > DP > EE(表 2). CON 处理中，2015 年累积排放量最小，2014 年和 2016 年排放量相近，3 a 之间无显著差异性($P > 0.05$). DP 处理 2014 年和 2015 年累积排放量差别较小，2016 年累积排放量明显升

表 1 不同处理N_2O排放与土壤环境因子的皮尔森相关系数[1)]

Table 1 Correlations of N_2O emissions with soil and environmental properties under different treatments

温度/℃	处理	土壤温度	WFPS	NH_4^+-N	NO_3^--N	DOC
<15	CON	0.31*	0.09	0.15	0.28*	0.046
	DP	0.28*	0.16	0.077	0.038	0.15
	EE	0.27*	0.16	0.084	0.046	0.16
>15	CON	−0.25*	0.45**	0.46**	0.28**	−0.29**
	DP	−0.22*	0.40**	0.48**	0.23*	−0.18
	EE	−0.24*	0.42**	0.47**	0.2	−0.22*

1) * 表示 $P<0.05$; ** 表示 $P<0.01$

高，且显著高于 CON 和 EE 处理($P<0.05$). EE 处理 2014 年排放量最高，2015 年排放量最低.

对于 CON、DP 和 EE 这 3 个处理来说，茶叶的年平均产量为 3.38、4.02 和 3.34 $t\cdot hm^{-2}$，DP 处理年平均产量最高. 3 a 的茶叶产量在 3 个处理之间没有显著差异. CON、EE 处理中，年际间N_2O排放量与茶叶产量的变化成相反的趋势，例如 2015 年的N_2O排放量相对较低，而茶叶的产量是 3 a 中较高的. DP 处理中，对于N_2O的年累积排放量是 2014 年和 2015 年的相对较低，2016 年的排放量就相对较高；年产量除了第一年的产量较低外，后两年的年产量都相对较高(表 2).

从单位产量的N_2O排放来看，虽然 3 a 中各处理间并未表现出显著差异，但由于深施提高了茶叶产量、间种白三叶草降低了N_2O排放，单位产量的N_2O排放 3 a 中以 DP 和 EE 处理相对较低(表 2).

表 2 不同处理土壤N_2O年累积排放量、茶叶年产量及单位茶叶产量的N_2O排放量[1)]

Table 2 Annual cumulative N_2O emissions, tea yields, and yield-scaled N_2O emission for the treatments

测定指标	年份	CON	DP	EE
N_2O累积排放/$kg\cdot hm^{-2}$	2014	8.67 ± 1.29 a	6.96 ± 0.52 a	8.48 ± 0.70 a
	2015	5.83 ± 0.61 a	5.89 ± 0.59 a	5.10 ± 0.40 a
	2016	8.47 ± 0.50 b	10.09 ± 0.89 a	7.35 ± 0.63 b
	3 a 均值	7.66	7.65	6.98
茶叶产量/$t\cdot hm^{-2}$	2014	3.00 ± 0.30 a	3.31 ± 0.33 a	2.99 ± 0.45 a
	2015	3.77 ± 0.83 a	4.51 ± 0.37 a	3.78 ± 0.92 a
	2016	3.36 ± 0.73 a	4.23 ± 0.31 a	3.62 ± 0.14 a
	3 a 均值	3.38	4.02	3.34
单位产量N_2O排放/$kg\cdot t^{-1}$	2014	2.93 ± 0.53 a	2.11 ± 0.06 a	2.94 ± 0.70 a
	2015	1.65 ± 0.48 a	1.32 ± 0.18 a	1.40 ± 0.22 a
	2016	2.60 ± 0.40 a	2.39 ± 0.13 a	2.03 ± 0.13 a
	3 a 均值	2.39	1.94	2.12

1) 同行相同字母表示差异不显著($P>0.05$)

3 讨论

3.1 土壤环境因子对N_2O排放的影响

根据本研究不同处理N_2O排放与土壤环境因子皮尔森相关分析，气温、降雨和施肥导致的土壤环境因子变化对茶园土壤N_2O排放有着显著影响. 有研究表明，土壤温度、土壤水分、土壤可利用的 C、N 和有机物质的添加等因素可以通过影响硝化、反硝化过程，从而影响N_2O生物释放[6]. 本研究结果也表明，土壤温度、土壤充水孔隙度、土壤NH_4^+-N 和NO_3^--N 含量与N_2O的排放都有较显著的相关性. 林衣东[20]的研究表明，温度通过影响微生物的代谢活动和硝化和反硝化速率从而影响N_2O的释放. 郑循华等[5]的研究也表明，N_2O排放的适宜温度范围为 15 ~ 25℃，当温度低于 15℃时N_2O排放明显下降，说明 15℃可能是N_2O排放的重要调节温度点. 本研究结果也表明，当土壤温度低于 15℃时，土壤N_2O排放较低(图 5)，N_2O排放主要与土壤温度成正相关，而与其他土壤环境因子无显著相关，表明此时土壤温度是N_2O排放的决定因子. 蔡延江等[21]的研究表明，在一定温度范围内，N_2O的排放速率通常随土壤温度升高而增加.

在本文研究温度大于 15℃时，土壤N_2O排放并未随着温度的升高而呈现上升的趋势，反而呈现负相关，但与 WFPS、土壤NH_4^+-N 和NO_3^--N 含量呈显著正相关. 已有研究表明，SWC 会通过影响N_2O在土壤中的流通和氧化还原状况，改变NH_4^+-N 和NO_3^--N 在土壤中的分布以及微生物的活性，并作用

在硝化和反硝化过程中来影响土壤N_2O的排放. 在含水量较低时, N_2O主要通过硝化过程, N_2O排放量随土壤含水量的增大而增加. 含水量高时则主要来自反硝化过程[20]. 在 CON 和 EE 处理中, 施肥后提供了足够的氮源, 微生物反应所需的底物不是限制性因子, 在温度适宜的条件下, SWC 的增加有利于土壤N_2O排放. DP 处理中, 在施肥深度增加的条件下, 土壤含水量主要是通过改变土壤通气情况, 从而影响到 O_2 的有效性和土壤中N_2O从产生部位向大气中的扩散过程, 对N_2O排放产生影响[21]. 氧气含量随着土壤深度的增加而降低, 同时高土壤含水量可以刺激反硝化作用, 增加N_2O产生. 通过对温度大于15℃时土壤因子之间的相关性分析发现, 土壤温度与土壤 WFPS 呈显著负相关, 表明温度升高导致田间蒸散发增加从而减少了土壤含水量, 从而不利于N_2O排放. 此外, 温度大于 15℃时, 土壤温度也与土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量呈负相关, 这可能是由于温度升高后, 茶树生长迅速, 加大了对土壤NH_4^+-N和NO_3^--N的吸收, 从而减少土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量, 导致N_2O排放减少.

土壤NH_4^+-N和NO_3^--N是硝化反应和反硝化反应最直接的底物, 茶园土壤N_2O排放与NH_4^+-N和NO_3^--N的含量均呈显著相关关系, 说明了底物对于硝化反应和反硝化反应具有重要作用. 本研究 EE 处理NH_4^+-N和 NO_3-N 含量高于 CON 处理, 特别是NH_4^+-N有明显的提升. 可能一方面是因为具有发达的根瘤菌, 能大量固定空气中的氮素. 另一方面还能通过自身的生长和繁殖将一些营养元素、水分固定在土壤中, 从而使土壤中 N 素含量明显提高. 有研究表明, 有机肥的施加一方面能固定土壤中的有效氮, 降低N_2O的释放, 一方面有机肥的施加能为反硝化细菌提供能量, 促使N_2O进一步还原为N_2[22]. 在本研究 EE 处理中NH_4^+-N和NO_3^--N与N_2O的相关性比 CON、DP 处理要低, 可能也是因为 EE 处理中白三叶草的加入, 土壤活性有机碳增加, 使硝化、反硝化细菌获得能量, 促进N_2O能进一步还原为 N_2. 因此, EE 处理与 CON、DP 处理相比较, N_2O排放与NO_3^--N的相关性不显著. 以往的基于培养试验的研究结果表明, 土壤 DOC 含量与N_2O排放有显著的正相关关系[23], 因为 DOC 是微生物的重要碳源, 对硝化及反硝化细菌的生长均有促进作用, 从而能促进N_2O排放. 本研究中, 通过相关分析表明, 土壤 DOC 与土壤NH_4^+-N含量有极显著负关系, 这可能与茶叶生长过程中吸收NH_4^+-N, 导致土壤NH_4^+-N含量下降, 同时根系分泌有机酸, 从而使得土壤 DOC 含量增加有关. 而土壤NH_4^+-N含量与N_2O排放呈极显著正相关, 从而使得土壤 DOC 含量与N_2O排放表现出负相关. 本研究中土壤NH_4^+-N含量变幅较大, 而土壤 DOC 含量相对较高且变幅较小, 表明茶园土壤NH_4^+-N含量相对于土壤 DOC 含量是土壤N_2O排放的主导因素.

3.2　间种白三叶草、化肥深施对N_2O排放的影响

本研究结果表明, 间种白三叶草并未显著降低N_2O排放. 白三叶草是一种常见的间作绿肥品种, 具有发达的根瘤菌, 能大量固定空气中的氮素, 增加土壤中的含氮量[24, 25]. 虽然本研究中间种白三叶草处理氮肥用量较对照减少 10%, 但土壤NH_4^+-N、NO_3^--N 含量并未较对照出现下降. 而NH_4^+-N、NO_3^--N含量是影响N_2O排放的重要因子, 从而使得间种白三叶草处理N_2O排放并未较对照有显著降低. 但考虑到生产氮肥过程中也会产生大量的温室气体排放, 如果将减少化学氮肥用量导致的温室气体减排考虑在内, 间种白三叶草仍具有一定的温室气体减排潜力.

本研究中深施化肥处理 3 a 中土壤N_2O排放以及单位产量N_2O排放与常规处理相比较, 无显著性差异. 朱兆良指出[26], 氮肥深施有利于降低农田中化肥氮损失、提高氮肥利用率, 可显著减少氮素氨挥发损失. 茶树是喜氮作物, 化肥深施后可以维持较高的土壤氮含量, 满足茶树和微生物的生长需求, 从而提高产量. 从本研究的结果来看, 氮肥深施处理较对照在一定程度上增加了茶叶产量, 但不显著, 这可能与本研究中氮肥用量较高, 氮肥深施所减少的氮肥损失对促进茶叶产量有限. 硝化和反硝化微生物的分布热点主要集中在土壤表层[27]. 一些研究发现, 深施处理能够改变表层土壤硝化和反硝化微生物的活性[13], 同时由于深度的增加、土壤还原性增强, 反硝化产物中 N_2 的比例增加, 从而减少N_2O排放. 本研究中 DP 处理在 2014 年减少了N_2O的排放, 但在 2016 年N_2O排放却较 CON 处理出现较大增加. 这可能是由于肥料深施后, 肥料养分相对在下层集中[28], 而下层含水量相对较高, 在降雨量较高的年份(2016 年), 会使得硝化反硝化导致的N_2O排放增加. Chu 等[29]的研究发现, 深施化肥处理增加了N_2O排放, 主要是深施处理增加了土壤的含水量. 鉴于氮肥不减量的情况下氮肥深施并未降低土壤N_2O排放, 今后有必要加强研究氮肥深施配合减氮对茶园N_2O排放的影响.

4　结论

本研究通过 3 a 的田间试验表明, 亚热带丘陵

茶园具有较高的N_2O排放，N_2O-N 年累积排放量高达 5.1 ~ 10.1 kg·hm^{-2}. N_2O排放主要发生在春夏季，当土壤温度低于 15℃，其排放主要与土壤温度成正相关. 而当温度高于 15℃，则主要与土壤含水量、土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量成正相关. 茶园间种白三叶草和氮肥深施未降低N_2O排放，氮肥深施在降雨量较高年份增加了茶园N_2O排放. 间种白三叶草和肥料深施未显著影响茶叶产量.

参考文献：

[1] IPCC. Climate Change 2007: Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing[EB/OL]. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg1-chapter2-1.pdf, 2018-11-1.

[2] Seitzinger S P, Kroeze C, Styles R V. Global distribution of N_2O emissions from aquatic systems: natural emissions and anthropogenic effects[J]. Chemosphere-Global Change Science, 2000, **2**(3-4): 267-279.

[3] Baggs E M. A review of stable isotope techniques for N_2O source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations [J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2008, **22**(11): 1664-1672.

[4] Wrage N, Lauf J, del Prado A, *et al*. Distinguishing sources of N_2O in European grasslands by stable isotope analysis[J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2004, **18**(11): 1201-1207.

[5] 郑循华，王明星，王跃思，等. 温度对农田N_2O产生与排放的影响[J]. 环境科学，1997，**22**(5)：1-5.
Zheng X H, Wang M X, Wang Y S, *et al*. Impacts of temperature on N_2O production and emission[J]. Environmental Science, 1997, **22**(5): 1-5.

[6] 焦燕，黄耀. 影响农田氧化亚氮排放过程的土壤因素[J]. 气候与环境研究，2003，**8**(4)：457-466.
Jiao Y, Huang Y. Influence of soil properties on N_2O emissions from farmland[J]. Climatic and Environmental Research, 2003, **8**(4): 457-466.

[7] 杨兰芳，蔡祖聪. 施氮和玉米生长对土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报，2005，**16**(1)：100-104.
Yang L F, Cai Z C. Effects of N application and maize growth on N_2O emission from soil[J]. Journal of Applied Ecology, 2005, **16**(1): 100-104.

[8] 农业农村部种植业管理司. 2017 年全国各产茶省茶园面积、产量和产值统计[J]. 中国茶业，2018，(6)：27.

[9] 陈玉真，王峰，尤志明，等. 不同施氮量对茶园土壤氮淋失的影响[J]. 福建农业学报，2015，**30**(4)：394-399.
Chen Y Z, Wang F, You Z M, *et al*. Effects of different nitrogen application levels on nitrogen leaching in tea garden soil[J]. Fujian Journal of Agricultural Sciences, 2015, **30**(4): 394-399.

[10] Tokuda S I, Hayatsu M. Nitrous oxide production from strongly acid tea field soils[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2000, **46**(4): 835-844.

[11] Tokuda S I, Hayatsu M. Nitrous oxide emission potential of 21 acidic tea field soils in Japan [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2001, **47**(3): 637-642.

[12] Fu X Q, Li Y, Su W J, *et al*. Annual dynamics of N_2O emissions from a tea field in southern subtropical China[J]. Plant Soil and Environment, 2012, **58**(8): 373-378.

[13] van Kessel C, Venterea R, Six J, *et al*. Climate, duration, and N placement determine N_2O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis[J]. Global Change Biology, 2013, **19**(1): 33-44.

[14] 吴炳华，吴洵，王晓萍. 茶树硝酸还原酶活性及其调控[J]. 中国茶叶，1994，(2)：16-17.

[15] 吕小营，欧阳石光，张丽霞. 山东新建茶园间作花生与春玉米的效应比较[J]. 山东农业科学，2011，(8)：29-32.
Lü X Y, Ouyang S G, Zhang L X. Study on intercropping effect of peanut compared to spring maize in Shandong young tea plantation[J]. Shandong Agricultural Science, 2011, (8): 29-32.

[16] 张永朝，董铁方，樊合信. 白三叶草对苹果园土壤肥力的影响[J]. 北方果树，2001，(3)：13-14.
Zhang Y C, Dong T F, Fan H X. Effects of white clover on the fertility of orchard soil[J]. Northern Fruits, 2001, (3): 13-14.

[17] Wu Y Z, Li Y, Fu X Q, *et al*. Effect of controlled-release fertilizer on N_2O emissions and tea yield from a tea field in subtropical central China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(25): 25580-25590.

[18] Chen D, Li Y, Wang C, *et al*. Measurement and modeling of nitrous and nitric oxide emissions from a tea field in subtropical central China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2017, **107**(2): 157-173.

[19] 王聪，沈健林，郑亮，等. 猪粪化肥配施对双季稻田 CH_4 和 N_2O排放及其全球增温潜势的影响[J]. 环境科学，2014，**35**(8)：3120-3127.
Wang C, Shen J L, Zheng L, *et al*. Effects of combined applications of pig manure and chemical fertilizers on CH_4 and N_2O emissions and their global warming potentials in paddy fields with double-rice cropping[J]. Environmental Science, 2014, **35**(8): 3120-3127.

[20] 林衣东. 茶园土壤N_2O排放的研究[D]. 北京：中国农业科学院，2009.
Lin Y D. Study on the N_2O emission from tea garden soils[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2009.

[21] 蔡延江，丁维新，项剑. 农田土壤N_2O和 NO 排放的影响因素及其作用机制[J]. 土壤，2012，**44**(6)：881-887.
Cai Y J, Ding W X, Xiang J. Factors controlling N_2O and NO emissions from agricultural soils and their influencing mechanisms: a review[J]. Soils, 2012, **44**(6): 881-887.

[22] Qin S P, Hu C S, Clough T J, *et al*. Irrigation of DOC-rich liquid promotes potential denitrification rate and decreases $N_2O/(N_2O + N_2)$ product ratio in a 0-2 m soil profile[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, **106**: 1-8.

[23] 田亚男，何志龙，吕昭琪，等. 凋落茶叶对华中地区酸化茶园土壤N_2O与 CO_2 排放的影响[J]. 农业环境科学学报，2016，**35**(8)：1625-1632.
Tian Y N, He Z L, Lü Z Q, *et al*. Effects of tea litter applications on N_2O and CO_2 fluxes from acidification of tea garden soil in Central China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, **35**(8): 1625-1632.

[24] 彭晚霞，宋同清，邹冬生，等. 覆盖与间作对亚热带丘陵茶园生态的综合调控效果[J]. 中国农业科学，2008，**41**(8)：2370-2378.
Peng W X, Song T Q, Zou D S, *et al*. Integrative ecological effects of straw mulching and intercropping with white clover in young tea plantation in Subtropical Hilly Region[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2008, **41**(8): 2370-2378.

[25] 董召荣，沈洁，朱玉国，等. 苜蓿生物覆盖对幼龄茶园生理生态特征的影响[J]. 中国生态农业学报，2008，**16**(4)：853-857.

Dong Z R, Shen J, Zhu Y G, *et al*. Ecophysiological effect of *Medicago sativa* L. biosphere coverage on young *Camellia sinensis* kuntze garden[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2008, **16**(4): 853-857.

[26] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, **45**(4): 778-783.
Zhu Z L. Research on soil nitrogen in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, **45**(4): 778-783.

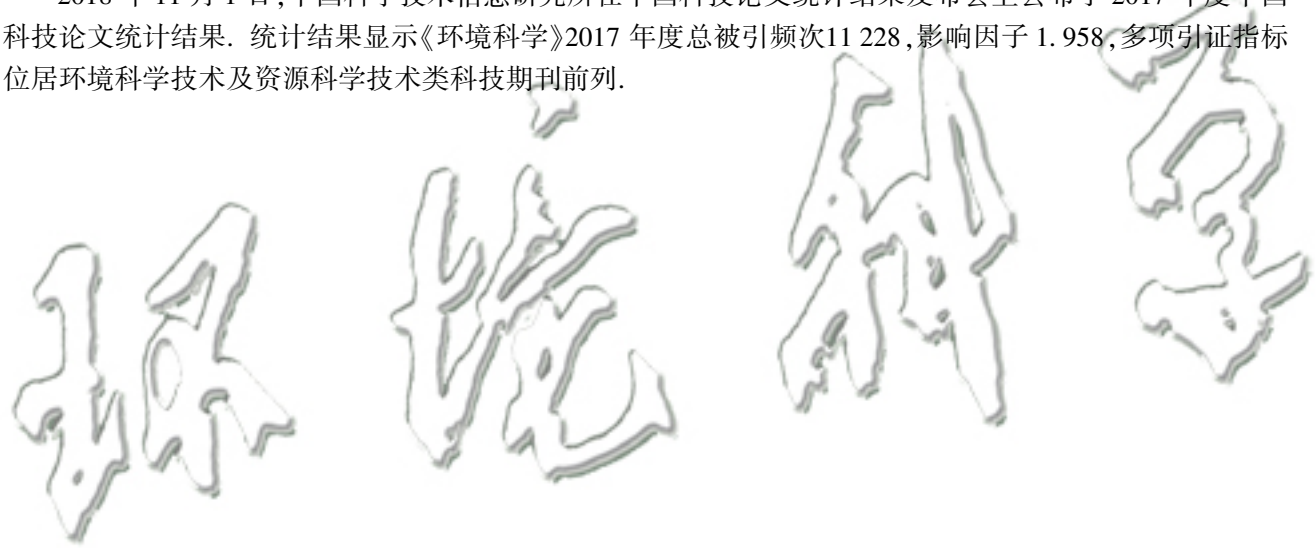
[27] Wu Y Z, Li Y, Fu X Q, *et al*. Three-dimensional spatial variability in soil microorganisms of nitrification and denitrification at a row-transect scale in a tea field[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, **103**: 452-463.

[28] Engel R, Liang D L, Wallander R, *et al*. Influence of urea fertilizer placement on nitrous oxide production from a silt loam soil[J]. Journal of Environmental Quality, 2009, **39**(1): 115-125.

[29] Chu H Y, Hosen Y, Yagi K. Nitrogen oxide emissions and soil microbial activities in a Japanese andisol as affected by N-fertilizer management[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2004, **50**(2): 287-292.

《环境科学》多项引证指标名列前茅

2018 年 11 月 1 日,中国科学技术信息研究所在中国科技论文统计结果发布会上公布了 2017 年度中国科技论文统计结果. 统计结果显示《环境科学》2017 年度总被引频次11 228,影响因子 1.958,多项引证指标位居环境科学技术及资源科学技术类科技期刊前列.



HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2019

CONTENTS