

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.171156

任晓, 刘红兵, 朱波. 林地转变为耕地对紫色土 N₂O 排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(2): 214-221
REN X, LIU H B, ZHU B. Impact of conversion from forestland to cropland on soil N₂O emission from purplish soil[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(2): 214-221

林地转变为耕地对紫色土 N₂O 排放的影响*

任 晓^{1,2}, 刘红兵³, 朱 波^{1**}

(1. 中国科学院山地表生过程与生态调控重点实验室/中国科学院成都山地灾害与环境研究所 成都 610041; 2. 中国科学院大学 北京 100049; 3. 四川省农业厅成都土壤肥料测试中心 成都 610041)

摘 要: 土地利用方式变化是造成大气中温室气体浓度变化的主要原因之一, 但土地利用方式转变, 如林地转变为耕地过程对土壤氧化亚氮(N₂O)排放的影响还缺乏系统研究。本研究于2016年7月中旬在四川盆地丘陵区将林地转变为耕地, 并按照耕地冬小麦-夏玉米轮作方式, 采用静态暗箱-气相色谱法, 对比分析了耕地翻耕不施肥(CL-T)、翻耕施肥(CL-TF)和邻近林地(CK)的土壤 N₂O 排放过程特征。结果表明, 试验期间 CL-T、CL-TF 土壤 N₂O 排放通量较 CK 均显著增加($P < 0.01$), 且二者的 N₂O 排放通量在林地转变为耕地初期均有明显的排放峰。小麦季和玉米季土壤 N₂O 排放通量[$\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$]均值 CK 分别为 2.52 和 4.60, CL-T 分别为 3.55 和 11.63, CL-TF 分别为 6.26 和 22.16, N₂O 排放通量玉米季显著高于小麦季。CK、CL-T 和 CL-TF 的土壤 N₂O 全年累积排放量[$\text{mg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$]分别为 0.271、0.515 和 0.957, CL-T、CL-TF 较 CK 分别显著增长 89.8%、253.0%, 说明林地转变为耕地, 紫色土 N₂O 排放迅速增加。首先翻耕改变土壤结构并显著增加土壤无机氮含量($P < 0.05$), 其次施肥大幅增加土壤无机氮含量导致土壤 N₂O 的激发排放。而土壤温度和水分未发生显著改变($P > 0.05$), 种植作物短时间内也未显著改变土壤的 N₂O 排放。结果表明, 林地转变为耕地激发土壤 N₂O 排放的根本机制可能是提高了土壤有机氮矿化速率。但土地利用转变对土壤氮转化过程的影响以及进而改变土壤 N₂O 的排放特征的机理有待进一步研究。

关键词: 林地转变为耕地; 翻耕; 施肥; 氮转化过程; N₂O 排放

中图分类号: S145.6 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2018)02-0214-08

Impact of conversion from forestland to cropland on soil N₂O emission from purplish soil*

REN Xiao^{1,2}, LIU Hongbing³, ZHU Bo^{1**}

(1. Key Laboratory of Mountain Surface Processes and Ecological Regulation, Chinese Academy of Sciences / Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Chengdu Soil Fertilizer Testing Center, Sichuan Provincial Agricultural Department, Chengdu 610041, China)

Abstract: Land use change is one of the main reasons for changes of greenhouse gases concentration in the atmosphere. However, the impacts of land use change process, such as conversion process from forestland to cropland, on soil N₂O emission is still lack of a systematic study. In this study, forestland was converted into cropland in the hilly area of the Central Sichuan Basin in mid July 2016, and then planted as winter wheat-summer maize rotation from October 26, 2016 to September 15,

* 国家自然科学基金项目(41330744, 41271321)和国家重点基础研究发展计划(973 计划)项目(2012CB417101)资助

** 通信作者: 朱波, 主要研究方向为土壤养分循环及面源污染控制研究。E-mail: bzhu@imde.ac.cn

任晓, 主要研究方向为土壤氮循环。E-mail: renxiao.baobao@163.com

收稿日期: 2017-12-12 接受日期: 2017-12-21

* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (41330744 and 41271321) and the National Basic Research Program of China (973 Program) (2012CB417101).

** Corresponding author, E-mail: bzhu@imde.ac.cn

Received Dec. 12, 2017; accepted Dec. 21, 2017

2017. Static chamber-gas chromatographic technique were used to compare the characteristics of N₂O emission from croplands, converted from forest land with tillage without fertilizer (CL-T) and with tillage and fertilizer (CL-TF), and forestland (CK). The results showed that during the experimental period, the soil N₂O emission fluxes of CL-T and CL-TF both significantly increased compared to CK ($P < 0.01$), and there was an obvious emission peak at the beginning of land use conversion from forestland to cropland. The mean N₂O emission fluxes in the wheat season and maize season were 2.52 $\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ and 4.60 $\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ under CK, 3.55 $\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ and 11.63 $\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ under CL-T, 6.26 $\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ and 22.16 $\mu\text{g}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ under CL-TF, respectively. N₂O emission peak flux was significantly higher in maize season than in wheat season. The annual accumulative soil N₂O emissions were 0.271 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$, 0.515 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$ and 0.957 $\text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$ under CK, CL-T and CL-TF, respectively. Compared to CK, CL-T and CL-TF increased the annual accumulative soil N₂O emissions by 89.8% and 253.0%, respectively. This indicated that land use conversion from forestland to cropland significantly induced the increase of N₂O emission in purplish soil. Tillage changed soil structure and significantly increased soil inorganic nitrogen content ($P < 0.05$), then fertilizer application increased soil inorganic nitrogen content sharply by a large quantity, which resulted in pulsive N₂O emission. While soil temperature (5 cm) and soil moisture (WFPS) were not changed significantly ($P > 0.05$), and planting did not change N₂O emission significantly in short time during the process of land use conversion. It was suggested that the fundamental mechanism of stimulating N₂O emission caused by land use conversion from forestland to cropland might be derived from the increase of mineralization rate of soil organic nitrogen. However, the effect of land use conversion on soil nitrogen transformation and the mechanism of changing of soil N₂O emission need to be further studied.

Keywords: Land use conversion from forestland to cropland; Tillage; Fertilization; Nitrogen transformation process; N₂O emission

氧化亚氮(N₂O)是大气中重要的温室气体,对气候和环境具有严重影响。IPCC(2013)评估报告指出,大气中 N₂O 浓度正以 $(3.26\pm 0.13)\cdot 10^{-11}\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ 的速度稳定增长,并且农业排放的 N₂O 占全球人为排放源的 59%以上^[1]。其中,土地利用方式变化和土地管理措施是影响农业土壤 N₂O 排放的重要因素^[1]。土地利用方式变化会引起环境因子和生物因素的改变^[2],导致土壤氮循环的关键过程发生变化,影响土壤 N₂O 的产生与排放^[3]。研究表明,森林或者草地转变为农田后,土壤 N₂O 排放通量显著增加^[4]。其中,翻耕过程会改善土壤孔隙度、温度和水分子条件^[5],促进有机质分解,提高土壤有机氮矿化能力^[6],但长期翻耕会减弱土壤氮固持能力,具有降低土壤有机氮含量的趋势^[7]。Chatskikh 等^[8]研究发现,常规耕作下土壤 N₂O 排放量约为免耕的 2 倍。氮肥施用能够改变土壤中的 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量以及两者的比例关系,改变土壤环境^[9],刺激土壤微生物生长^[10]等,从而影响土壤氮转化过程,对土壤 N₂O 排放产生影响。氮肥对土壤 N₂O 排放的影响主要取决于氮肥种类、施用量和施肥方式等^[11]。

四川盆地丘陵区是四川省乃至全国重要的粮食主产区之一,该区域主要以林地与农地镶嵌的农林复合生态系统为主。在退耕还林与解决粮食需求的共同驱动下,耕地与林地之间经常发生相互转变。目前,针对该区域土壤 N₂O 排放特征展开了较多研究,但主要涉及农田、林地生态系统及施肥方式对 N₂O 排放的影响^[11-14],对土地利用方式转变影

响土壤 N₂O 排放关注较少。柯韵等^[15]以坡耕地和退耕年限为 15 a、30 a 的林地为研究对象,探讨了退耕还林对紫色土坡耕地土壤 N₂O 排放的影响,发现紫色土坡耕地退耕还林可显著减少土壤 N₂O 排放。然而,该区域过去与现在均存在毁林开荒、毁林种果等现象,而林地转变为耕地对土壤 N₂O 排放的影响还缺乏系统研究,土壤 N₂O 排放特征改变的机理还不得而知。因此,本文以林地改耕地(对比翻耕、翻耕及施肥)的土地利用方式转变为研究对象,对林地向耕地转变过程中土壤 N₂O 排放进行监测与对比,以期探讨土地利用方式转变对紫色土 N₂O 排放的影响与土壤学机制,为四川盆地丘陵区土壤氮素循环研究和土地利用决策提供基础数据和科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

该研究依托于中国科学院盐亭紫色土农业生态试验站(105°27'E, 31°16'N)。试验站位于四川盆地中部丘陵区的四川省盐亭县林山乡,海拔 460 m,具有典型的四川盆地亚热带湿润季风气候特征。气候温和,四季分明,年均温 17.3 °C;多年平均降雨量 836 mm,年内分配不均,主要集中于夏季(65.5%);无霜期 294 d。该区土壤为蓬莱镇组钙质紫色土,农作物一年两熟,主要以小麦(*Triticum aestivum*)-玉米(*Zea mays*)轮作为主。

试验点位于站内桤木(*Alnus cremastogyne*)柏木

(*Cupressus funebris*)混交林试验地,混交林生态系统经过长时间(>30 a)演替,大部分桧木已死亡,现已逐渐演化为纯柏木林。林分平均胸径(平均胸径>3 cm)为 11.4 cm,平均树高(平均胸径>3 cm)为 12.3 m,保留密度(平均胸径>3 cm)为 1 595 株·hm⁻²。林下灌木主要有黄荆(*Vitex negundo*)、马桑(*Coriaria sinica*)等,草本多为禾本科(Gramineae)、莎草科(Cyperaceae)等植物。

1.2 试验设计

在试验地内选取立地条件相对一致的样地(坡度约为 5°),将林地改为耕地,并设置翻耕不施肥的耕地(CL-T)、翻耕及施肥的耕地(CL-TF)2 个处理,以林地作为对照(CK),每种处理设置 3 个空间重复,小区面积为 3 m×3 m,随机区组分布。2016 年 7 月中旬开始林地向耕地的转变,去除林地地上部分的植物以及地下部分的根系,将土壤分层回填修建试验小区,并砍伐小区周围一定范围内的树木,防止枯枝落叶等凋落物对试验的影响。

耕地小区的耕作模式,按当地传统的冬小麦-夏玉米轮作模式。小麦于 2016 年 10 月 26 日播种,2017 年 5 月 11 日收获;玉米于 2017 年 5 月 30 日播种,2017 年 9 月 15 日收获。CL-T 小区只翻耕,不施加肥料。CL-TF 小区翻耕并按照如下标准施加肥料:小麦季氮肥(碳酸氢铵,纯 N 计)130 kg·hm⁻²、磷肥(过磷酸钙, P₂O₅ 计)90 kg·hm⁻²、钾肥(氯化钾, K₂O 计)36 kg·hm⁻²;玉米季氮肥(碳酸氢铵,纯 N 计)150 kg·hm⁻²、磷肥和钾肥与小麦季施用量相同。小麦、玉米均采用基肥一次性于播种前人工施入,翻耕和施肥同步进行,翻耕方式为人工锄耕,深度为 20 cm。小麦播种方式为撒播,玉米以株×行距=40×50 cm 的密度穴播。林地小区毗邻耕地,自然生长无任何人工管理措施。

1.3 气体采集与分析方法

在每个试验小区坡底,距离小区边缘 0.5 m 处布设气体采集装置,采用静态暗箱-气相色谱法观测 N₂O 的排放通量。每个采样点于上午 9:00—11:00 采集气体,耕地气体采集时间间隔为 7 min,林地气体采集时间间隔为 15 min,每个采样点共采集 5 针样品。采集的气样避光保存在 60 mL 医用注射器内,于 24 h 内分析完成。采样频率为每周 2 次,翻耕、施肥和降雨事件后加密采样。小麦季观测期为 2016 年 10 月 27 日至 2017 年 5 月 26 日,玉米季观测期为 2017 年 6 月 1 日至 2017 年 9 月 30 日,为一个完整的冬小麦-夏玉米生长季。小麦季和玉米季采样箱构造详见文献[12]描述,气体采样方法、数据分析方法

与文献[12]一致。

1.4 相关指标测定

在采集气体的同时,测定相关土壤环境因子。用 MP-406 便携式水分测定仪在小区内随机多点测定土壤 5 cm 深度处土壤体积含水率(%),并利用土壤容重将其转换为土壤充水孔隙率(WFPS);采样箱内气体温度、土壤温度(5 cm)使用 JM 624 型便携式测温计测定;降水量、大气压等资料利用试验站内的气象站获得。每次采集气体的同时,同步采集 0~10 cm 表层土壤样品以分析土壤含水量和无机氮(NO₃⁻-N、NH₄⁺-N)含量。土壤含水量采用重量法测定;土壤无机氮(NO₃⁻-N、NH₄⁺-N)含量采用 0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄ 浸提-AA3 流动分析仪测定(水土比为 5:1)。

林地转变为耕地前采集林地 0~10 cm 土壤样品,2017 年 9 月 15 日玉米收获后采集耕地 0~10 cm 表层土壤样品用于测定土壤基本理化性质。土壤理化性质主要参照《土壤农业化学分析方法》中的有关方法^[16]测定:土壤容重采用环刀法测定,土壤质地采用吸管法测定,土壤 pH 采用 pH 计法(水土比 2.5:1),土壤全氮、有机碳采用元素分析仪测定,土壤全磷采用 NaOH 熔融-原子吸收光谱法测定,土壤全钾采用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法测定。

1.5 数据处理与分析

利用 Excel 2010 进行相关数据计算,Origin 9.0 绘图,SPSS 20.0 进行相关分析和方差分析,处理间差异采用 Duncan 多重比较法。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化性质的变化

试验期间,林地转变为耕地,土壤基本理化性质发生了不同程度的变化。CL-T、CL-TF 较 CK 土壤容重降低,土壤孔隙度增加(表 1)。土壤颗粒组成发生明显改变:CL-T、CL-TF 土壤砂粒含量明显下降,粉粒含量明显增加。土壤 pH 未发生明显改变($P>0.05$),但土壤养分含量发生了不同程度的变化,其中 CL-T、CL-TF 土壤全氮、有机碳含量明显减少,较 CK 分别减少 59.00%、54.57%和 56.10%、48.55%;而土壤全磷、全钾含量则分别有不同程度的增加(表 1)。

试验期间,不同土地利用方式下土壤无机氮(NH₄⁺-N、NO₃⁻-N)含量变化如图 1 所示。林地转变为耕地,CL-T、CL-TF 土壤无机氮含量较 CK 显著增加($P<0.01$)。CL-T 小麦季、玉米季土壤无机氮含量分别在翻耕后第 7 d、第 6 d 达到最大值为 7.40 mg·kg⁻¹、

表 1 不同处理下土壤基本理化性质
Table 1 Basic physical and chemical properties of topsoil in different treatments

处理 Treatment	容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	孔隙度 Porosity (%)	黏粒含量 Clay content (%)	粉粒含量 Silt content (%)	砂粒含量 Sand content (%)	pH Soil pH	全氮 Total N (g·kg ⁻¹)	全磷 Total P (g·kg ⁻¹)	全钾 Total K (g·kg ⁻¹)	有机碳 Organic carbon (g·kg ⁻¹)
CK	1.23±0.03a	0.54±0.01b	17.65±0.81a	35.84±1.00b	46.51±0.20a	8.26±0.05a	2.87±0.05a	0.45±0.04b	21.49±0.57b	25.95±0.62a
CL-T	1.16±0.02b	0.56±0.01a	18.05±0.43a	40.74±1.44a	41.21±1.00b	8.30±0.04a	1.18±0.08b	0.48±0.00b	22.78±0.37b	11.79±1.02b
CL-TF	1.16±0.01b	0.56±0.00a	18.70±0.81a	40.49±0.80a	40.81±1.61b	8.29±0.07a	1.26±0.07b	0.58±0.02a	24.82±0.62a	13.35±0.93b

CK: 林地; CL-T: 林地转为耕地, 翻耕不施肥; CL-TF: 林地转为耕地, 翻耕并施肥。同列不同字母表示处理间 0.05 水平差异显著。CK: forestland; CL-T: cropland converted from forestland with tillage; CL-TF: cropland converted from forestland with tillage and fertilization. Different small letters in the same column indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$).

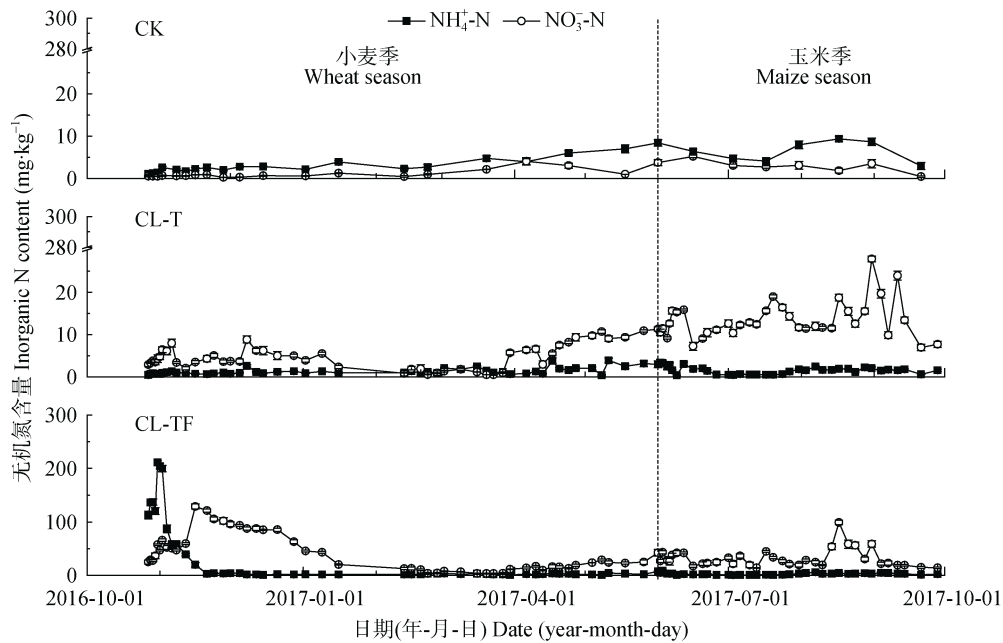


图 1 不同处理下的土壤无机氮动态变化特征

Fig. 1 Dynamic changes of soil inorganic N contents in different treatments

CK: 林地; CL-T: 林地转为耕地, 翻耕不施肥; CL-TF: 林地转为耕地, 翻耕并施肥。CK: forestland; CL-T: cropland converted from forestland with tillage; CL-TF: cropland converted from forestland with tillage and fertilization.

17.17 mg·kg⁻¹, 高峰期持续约 2 周。CL-TF 由于小麦季施肥方式为撒施, 氮肥迅速水解并在表土迁移扩散, 土壤无机氮含量在施肥后第 5 d 达到最大值 269.03 mg·kg⁻¹; 而玉米季肥料为穴施, 氮肥水解后在土壤中的迁移扩散较慢, 土壤无机氮含量在施肥后第 3 d 达到最大值 52.07 mg·kg⁻¹。

2.2 土壤环境因子的动态变化

试验期间, 气温变化范围为 4.0~31.2 °C, 平均温度 17 °C; 降雨量为 568.0 mm, 较当地多年平均降雨量减少约 32%, 且冬小麦季降雨量(占全年降雨量的 38.1%)明显少于夏玉米季(占全年降雨量的 61.9%)。土壤温度(5 cm)随气温季节性变化, 变化范围为 6.1~30.0 °C; 土壤充水孔隙率(WFPS)受降雨影响呈不规则变化, 最大值为 50.2%, 最小值为 13.5%。CL-T、CL-TF、CK 的土壤温度和土壤 WFPS

均无显著差异($P > 0.05$)(图 2)。

2.3 不同土地利用方式下土壤 N₂O 排放通量

CL-T、CL-TF 土壤 N₂O 排放通量较 CK 均显著增加($P < 0.01$), 且二者在林地转变为耕地初期均有不同程度的 N₂O 排放峰(图 3)。CL-T、CL-TF 在玉米季出现了 3 个明显的 N₂O 排放峰, 均是由温度和降雨事件(2017 年 6 月 14—15 日降雨 48.0 mm; 2017 年 7 月 5—6 日降雨 34.2 mm; 2017 年 7 月 18 日降雨 37.8 mm)促发的。CK 在小麦季和玉米季的土壤 N₂O 排放通量均值分别为 2.52 μg(N)·m⁻²·h⁻¹ 和 4.60 μg(N)·m⁻²·h⁻¹; CL-T 在小麦季和玉米季的土壤 N₂O 排放通量均值分别为 3.55 μg(N)·m⁻²·h⁻¹ 和 11.63 μg(N)·m⁻²·h⁻¹; CL-TF 在小麦季和玉米季的土壤 N₂O 排放通量均值分别为 6.26 μg(N)·m⁻²·h⁻¹ 和 22.16 μg(N)·m⁻²·h⁻¹。可见 N₂O 排放通量玉米季显著高于小麦季($P < 0.01$)。

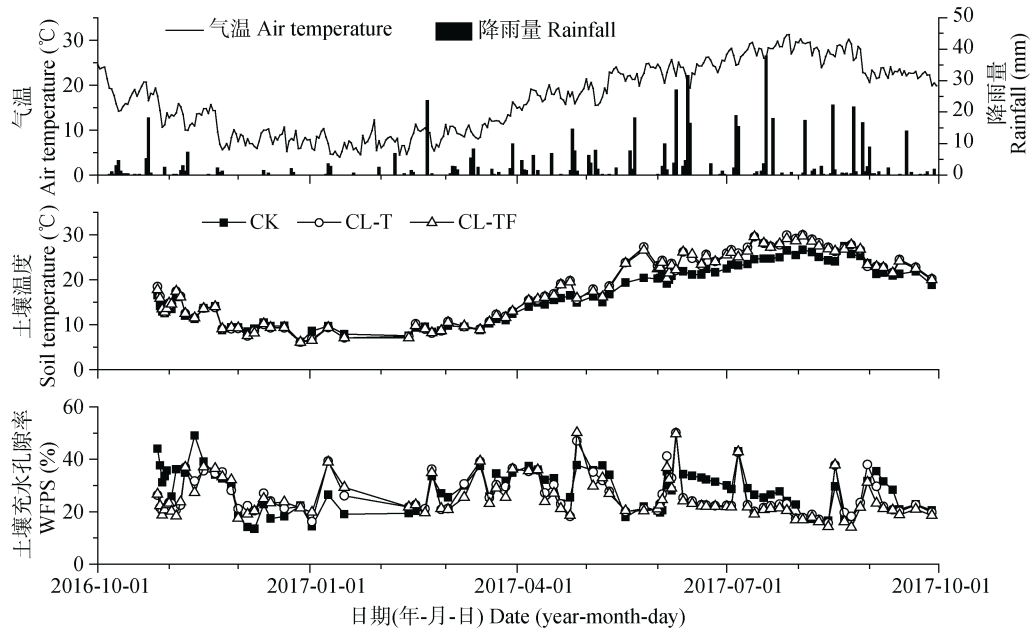


图 2 试验期间不同处理下土壤环境因子动态变化

Fig. 2 Dynamic changes in soil environmental factors during experimental period in different treatments

CK: 林地; CL-T: 林地转为耕地, 翻耕不施肥; CL-TF: 林地转为耕地, 翻耕并施肥. CK: forestland; CL-T: cropland converted from forestland with tillage; CL-TF: cropland converted from forestland with tillage and fertilization.

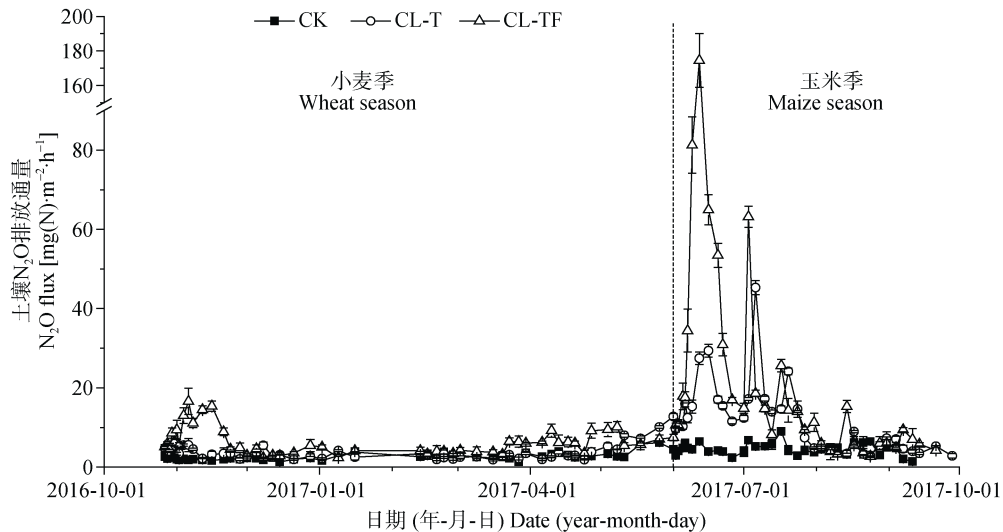


图 3 不同处理下的土壤 N_2O 排放通量的动态变化

Fig. 3 Dynamic changes of soil N_2O emission fluxes in different treatments

CK: 林地; CL-T: 林地转为耕地, 翻耕不施肥; CL-TF: 林地转为耕地, 翻耕并施肥. CK: forestland; CL-T: cropland converted from forestland with tillage; CL-TF: cropland converted from forestland with tillage and fertilization.

2.4 不同土地利用方式下土壤 N_2O 累积排放量

CK 土壤 N_2O 全年累积排放量为 $0.271 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$, 小麦季和玉米季分别为 $0.134 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $0.138 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$. CL-T 土壤 N_2O 全年累积排放量为 $0.515 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$, 小麦季和玉米季分别为 $0.178 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $0.337 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$. CL-TF 土壤 N_2O 全年累积排放量为 $0.957 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$, 小麦季和玉米季分别为 $0.295 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $0.662 \text{ kg(N)} \cdot \text{hm}^{-2}$. 虽然小麦季的时间长于玉米季, 但由于

冬春季温度显著低于夏秋季, 故土壤 N_2O 累积排放量并未高于玉米季. CL-T、CL-TF 的土壤 N_2O 全年累积排放量较 CK 分别增长 89.8%、253.0% ($P < 0.05$), 其中小麦季分别增长 33.4%、120.8%, 玉米季分别增长 144.7%、381.3% (表 2). 由此可见, 林地转变为耕地, 短期内显著提高了土壤 N_2O 的排放 ($P < 0.05$).

3 讨论

该研究结果表明, 林地转变为耕地, N_2O 排放通

表 2 不同处理下土壤 N₂O 累积排放量Table 2 Accumulative soil N₂O emission flux in different treatments [kg(N)·hm⁻²]

处理 Treatment	N ₂ O 累积排放量 Accumulative N ₂ O emission		
	小麦季	玉米季	全年
	Wheat season	Maize season	Whole year
CK	0.134±0.001c	0.138±0.003c	0.271±0.004c
CL-T	0.178±0.001b	0.337±0.008b	0.515±0.008b
CL-TF	0.295±0.015a	0.662±0.009a	0.957±0.013a

CK: 林地; CL-T: 林地转为耕地, 翻耕不施肥; CL-TF: 林地转为耕地, 翻耕并施肥。同列不同字母表示处理间 0.05 水平差异显著。CK: forestland; CL-T: cropland converted from forestland with tillage; CL-TF: cropland converted from forestland with tillage and fertilization. Different small letters in the same column indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$).

量显著提高, 并在转变初期出现明显的 N₂O 排放峰。土地利用转变经过一个完整轮作周期, 耕地 N₂O 累积排放量显著增加, 翻耕不施肥、翻耕及施肥分别增加 89.8%、253.0%。这与 Liu 等^[17]、Cheng 等^[18]和 Álvaro-Fuentes 等^[19]的研究结果大致相同, 森林开垦为农业用地^[17]、马尾松(*Pinus massoniana*)林地转变为农田^[18]和地中海林地转变为农田^[19]后土壤 N₂O 排放分别增加了 185.1%、15.8%和 99.3%。但这些研究是在土地利用方式转变多年后开展的, 并未对转变过程中的 N₂O 排放特征进行探讨。我们的研究表明, 在林地转变为耕地初期, 即对土壤 N₂O 排放存在显著的激发效应。

林地向耕地转变, 首先通过翻耕导致土壤团聚体破碎, 尤其以 >2 mm 的大团聚体破碎为主^[20], 从而导致土壤颗粒组成的重新分配, 进而对土壤基本理化性质产生影响。结果显示, 林地转变为耕地, 土壤容重下降, 土壤孔隙度增加, 这与刘晓利等^[21]的结果一致。但初期并未引起土壤温度和水分(WFPS)的显著改变($P > 0.05$)。因此, 土壤温度和水分并非该区域林地向耕地转变引起 N₂O 排放差异的驱动因素。而土壤无机氮含量在土地利用方式转变初期显著增加, 与林地对照相比, 出现了明显峰值。耕地(翻耕不施肥)土壤年均无机氮含量达 10.03 mg·kg⁻¹, 较林地土壤(5.76 mg·kg⁻¹)显著增加了 74.1%。项虹艳等^[22]对紫色土耕地的研究表明, 土壤无机氮含量低于 10.00 mg·kg⁻¹时, N₂O 排放通量较低, 与该结果一致。翻耕导致土壤无机氮含量显著增加, 促进了土壤 N₂O 排放。但也有研究结果表明翻耕对 N₂O 排放没有显著影响, 例如 Petersen 等^[23]认为传统翻耕和保护性少耕不会影响 N₂O 的排放总量, 这主要是因为耕作年限不同会影响土壤无机氮含量。其次, 施用氮肥显著增加土壤无机氮含量, 耕地(翻

耕及施肥)土壤无机氮含量较林地显著增加了 857.3%, 导致土壤 N₂O 排放显著增加。此外, 有研究表明, 种植作物会通过根系呼吸作用和根系分泌物对土壤性质产生影响^[24], 从而影响土壤 N₂O 排放。而本研究结果表明, 林地转变为耕地初期, 小麦-玉米轮作并未对土壤 N₂O 排放产生显著影响(数据未在图中绘出)。因此, 翻耕、施肥及其引起的土壤无机氮显著变化是导致林地转变为耕地初期土壤 N₂O 排放变化的直接原因。

土地利用方式变化, 改变了土壤结构、土壤养分等土壤理化性质, 进而影响土壤氮转化过程, 对 N₂O 排放产生影响^[3]。林地转变为耕地, 翻耕改变土壤结构, 增加土壤孔隙度, 提高土壤通气性, 从而增强土壤微生物活性, 显著提高了耕地土壤氮矿化速率, 导致大量的氮素被释放出来^[25]。Yang 等^[26]对青藏高原、李铭等^[27]对丹江口库区的土地利用变化下土壤有机氮净矿化速率的研究结果表明, 耕地土壤矿化速率显著高于相邻林地。但林地转变为耕地后, 土壤中无机氮含量的增加主要来源于硝态氮含量的增加, 铵态氮含量较林地反而减少, 这是由于翻耕后土壤氮矿化能力的提高虽然增加铵态氮, 但由于紫色土微生物硝化作用强, 迅速将土壤铵态氮转变为硝酸盐, 使得土壤中积累了大量的硝态氮。Zhang 等^[28]对亚热带土壤硝态氮转化研究结果表明, 林地转变为农地提高了土壤硝化速率, 说明林地转变为耕地可能在短时间显著增加土壤氮矿化和硝化作用能力, 而硝态氮含量的增加进一步刺激了土壤反硝化作用, 促进 N₂O 产生。因此, 林地转变为耕地在短时间引起土壤 N₂O 的激发排放, 可能源自土壤氮转化过程的变化造成土壤无机氮累积。但土地利用转变过程对土壤氮转化过程的影响, 特别是对形成 N₂O 气体的硝化、反硝化过程的影响尚不明确, 有待未来开展土地利用变化过程的土壤氮转化速率的深入研究。

4 结论

林地转变为耕地, N₂O 排放通量显著提高, 并在转变初期出现明显的 N₂O 排放峰。土地利用转变经过一个完整的耕地小麦-玉米轮作周期, 耕地 N₂O 累积排放量显著增加, 翻耕不施肥、翻耕及施肥分别显著增加 89.8%、253.0%。翻耕导致土壤团聚体破碎, 土壤颗粒组成重新分配, 改变了土壤基本理化性质, 增强了微生物活性, 从而导致土壤无机氮含量显著增加, 而施用氮肥也直接增加了土壤无机氮

含量。可见,林地转变为耕地的过程中,翻耕与施肥引起的土壤无机氮显著变化,是导致土壤 N_2O 激发排放的主要原因,其核心机制可能源于翻耕和施肥等人为管理活动对原来林地土壤氮转化能力的改变,实际上翻耕与施肥显著增加了土壤有机氮矿化能力。

参考文献 References

- [1] IPCC. Climate change 2013: The physical science basis: Summary for policymakers[R]. Stockholm, Sweden: IPCC, 2013: 465–570
- [2] WANG G X, MA H Y, QIAN J, et al. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China[J]. Soil Use and Management, 2004, 20(1): 32–39
- [3] FLECHARD C R, AMBUS P, SKIBA U, et al. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2007, 121(1/2): 135–152
- [4] TAKAKAI F, MORISHITA T, HASHIDOKO Y, et al. Effects of agricultural land-use change and forest fire on N_2O emission from tropical peatlands, Central Kalimantan, Indonesia[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2006, 52: 662–674
- [5] WAIRIU M, LAL R. Tillage and land use effects on soil microporosity in Ohio, USA and Kolombangara, Solomon Islands[J]. Soil and Tillage Research, 2006, 88(1/2): 80–84
- [6] CALDERÓN F J, JACKSON L E, SCOW K M, et al. Microbial responses to simulated tillage in cultivated and uncultivated soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(11/12): 1547–1559
- [7] WOODS L E. Active organic matter distribution in the surface 15 cm of undisturbed and cultivated soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 1989, 8(3): 271–278
- [8] CHATSKIKH D, OLESEN J. Soil tillage enhanced CO_2 and N_2O emissions from loamy sand soil under spring barley[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 97(1): 5–18
- [9] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008–1010
- [10] DAI Y, DI H J, CAMERON K C, et al. Effects of nitrogen application rate and a nitrification inhibitor dicyandiamide on ammonia oxidizers and N_2O emissions in a grazed pasture soil[J]. Science of the Total Environment, 2013, 465: 125–135
- [11] 刘韵, 柳文丽, 朱波. 施肥方式对冬小麦-夏玉米轮作土壤 N_2O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(3): 735–745
LIU Y, LIU W L, ZHU B. Effect of fertilization regime on soil N_2O emission from upland field under wheat-maize rotation system[J]. Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(3): 735–745
- [12] 柳文丽, 李锡鹏, 沈茜, 等. 施肥方式对冬小麦季紫色土 N_2O 排放特征的影响[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(9): 1029–1037
LIU W L, LI X P, SHEN X, et al. Effects of fertilizer application regimes on soil N_2O emissions in the croplands of purple soil in the Sichuan Basin during wheat season[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, 22(9): 1029–1037
- [13] 于亚军, 高美荣, 朱波. 小麦-玉米轮作田与菜地 N_2O 排放的对比研究[J]. 土壤学报, 2012, 49(1): 96–103
YU Y J, GAO M R, ZHU B. Comparison study on N_2O emissions from field under wheat-maize rotation system and field under vegetable cultivation[J]. Acta Pedologica Sinica, 2012, 49(1): 96–103
- [14] 王小国, 朱波, 高美荣, 等. 四川桉柏混交林土壤 N_2O 排放的实测与模拟[J]. 中国环境科学, 2009, 29(3): 242–247
WANG X G, ZHU B, GAO M R, et al. Measurement and simulation of N_2O emissions from a alder and cypress mixed plantation in hilly areas of the central Sichuan Basin[J]. China Environmental Science, 2009, 29(3): 242–247
- [15] 柯韵, 杨红薇, 王小国, 等. 紫色土坡耕地退耕还林对土壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1398–1406
KE Y, YANG H W, WANG X G, et al. Effect of returning cropland to forestland on N_2O emissions from sloping purple soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(7): 1398–1406
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 13–52
LU R K. Analytical Methods of Soil Agricultural Chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 13–52
- [17] 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[J]. Agriculture, ecosystems and environment, 2008, 124(1): 125–135
- [18] CHENG J, LEE X, ZHOU Z, et al. Nitrous oxide emissions from different land use patterns in a typical karst region, Southwest China[J]. Acta Geochimica, 2013, 32(2): 137–145
- [19] ÁLVARO-FUENTES J, ARRÚE J L, BIELSA A, et al. Simulating climate change and land use effects on soil nitrous oxide emissions in Mediterranean conditions using the Daycent model[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2017, 238: 78–88
- [20] BRONICK C J, LAL R. Soil structure and management: A review[J]. Geoderma, 2005, 124: 3–22
- [21] 刘晓利, 何园球, 李成亮, 等. 不同利用方式和肥力红壤中水稳性团聚体分布及物理性质特征[J]. 土壤学报, 2008, 45(3): 459–465
LIU X L, HE Y Q, LI C L, et al. Distribution and physical properties of soil water-stable aggregates in red soils different in land use and soil fertility[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(3): 459–465
- [22] 项虹艳, 朱波, 况福虹, 等. 氮肥施用对紫色土-玉米根系系统 N_2O 排放的影响[J]. 环境科学学报, 2007, 27(3): 413–420
XIANG H Y, ZHU B, KUANG F H, et al. Effects of nitrogen fertilizer application on N_2O emission in a purple soil and maize root system[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2007,

- 27(3): 413–420
- [23] PETERSEN S O, SCHJONNING P, THOMSEN I K, et al. Nitrous oxide evolution from structurally intact soil as influenced by tillage and soil water content[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(4): 967–977
- [24] 陈书涛, 黄耀, 郑循华, 等. 种植不同作物对农田 N₂O 和 CH₄ 排放的影响及其驱动因子[J]. *气候与环境研究*, 2007, 12(2): 147–155
CHEN S T, HUANG Y, ZHENG X H, et al. Nitrous oxide and methane emissions from croplands with different crops and driving factors[J]. *Climatic and Environmental Research*, 2007, 12(2): 147–155
- [25] 唐柄哲, 何丙辉, 闫建梅. 川中丘陵区土地利用方式对土壤理化性质影响的灰色关联分析[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(5): 1445–1452
Tang B Z, He B H, Yan J M. Gray correlation analysis of the impact of land use types on soil physical and chemical properties in the hilly areas of central Sichuan, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(5): 1445–1452
- [26] YANG L, ZHANG F, GAO Q, et al. Impact of land-use types on soil nitrogen net mineralization in the sandstorm and water source area of Beijing, China[J]. *Catena*, 2010, 82(1): 15–22
- [27] 李铭, 朱利川, 张全发, 等. 不同土地利用类型对丹江口库区土壤氮矿化的影响[J]. *植物生态学报*, 2012, 36(6): 530–538
LI M, ZHU L C, ZHANG Q F, et al. Impacts of different land use types on soil nitrogen mineralization in Danjiangkou Reservoir Area, China[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2012, 36(6): 530–538
- [28] 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