

紫色土坡耕地退耕还林对土壤 N_2O 排放的影响

柯 韵^{1,2}, 杨红薇¹, 王小国^{2,3}, 胡廷旭^{2,3,4}, 刘 韵^{2,3,4}, 朱 波^{2,3*}

(1. 西南交通大学地球科学与环境工程学院, 成都 610031; 2. 中国科学院山地表生过程与生态调控重点实验室, 成都 610041; 3. 中国科学院成都山地灾害与环境研究所, 成都 610041; 4. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 采用静态暗箱-气相色谱法对紫色土坡耕地常规施肥处理(CL)、坡耕地不施肥处理(CL-CK)和退耕 15、30 年的桉柏混交林地(FL₁₅、FL₃₀)的土壤 N_2O 排放通量进行为期 1 年的观测, 同时测定土壤温度、土壤湿度、土壤无机氮含量等。结果表明, 观测期内 CL、CL-CK、FL₁₅ 与 FL₃₀ 的 N_2O 平均释放速率分别是 25.6、6.60、1.20、4.35 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, CL 小麦季 N_2O 平均释放速率是 18.0 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 玉米季 35.2 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, CL 土壤 N_2O 排放速率显著高于 CL-CK、FL₁₅ 和 FL₃₀ ($P<0.01$), 且 CL-CK 高于 FL₁₅、FL₃₀ ($P<0.01$), FL₃₀ 高于 FL₁₅ ($P<0.01$)。CL、CL-CK、FL₁₅ 和 FL₃₀ 全年的 N_2O 排放量分别为 1.01、0.400、0.050、0.310 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。比较 CL 以及 CL-CK 的 N_2O 排放总量, 停止施氮的措施对土壤 N_2O 排放的减排潜力达到 0.610 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。与 CL-CK 相比, FL₁₅、FL₃₀ 土壤 N_2O 释放量分别减少 0.350、0.090 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, 主要原因是退耕后土壤碳氮比升高, 土壤无机养分、温度以及湿度等发生变化。

关键词: 紫色土; 桉柏混交林地; 坡耕地; 退耕还林; N_2O

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2015)07-1398-09 doi:10.11654/jaes.2015.07.024

Effect of Returning Cropland to Forestland on N_2O Emissions from Sloping Purple Soil

KE Yun^{1,2}, YANG Hong-wei¹, WANG Xiao-guo^{2,3}, HU Ting-xu^{2,3,4}, LIU Yun^{2,3,4}, ZHU Bo^{2,3*}

(1. Faculty of Geosciences and Environmental Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu 610031, China; 2. Key Laboratory of Mountain Surface Processes and Ecological Regulation, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 3. Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 4. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Cropland is a large source of global N_2O emissions, while forestland emits much less N_2O . Thus, returning cropland to forestland would help reduce global N_2O emissions. Here static chamber-GC technique was used to compare soil N_2O emission fluxes from sloping cropland (CL) and forestland returned from cropland for 15 and 30 years. Soil temperature, moisture, nitrate (NO_3^--N) and ammonia (NH_4^+-N) nitrogen content in the soils were also recorded for one year. Results showed that average fluxes of soil N_2O from CL, CL-CK (CL-Check test), FL₁₅ and FL₃₀ (15 and 30 years old forest) were 25.6, 6.60, 1.20, and 4.35 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, respectively, with significantly higher N_2O emissions from CL than from CL-CK, FL₁₅ and FL₃₀ ($P<0.01$). The N_2O emissions from FL₃₀ were also significantly higher than that from FL₁₅ ($P<0.01$). Annual cumulative N_2O emissions from CL, CL-CK, FL₁₅ and FL₃₀ were respectively 1.01, 0.400, 0.050, and 0.310 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$. The potential of N_2O mitigation by nitrogen fertilizer reduction was as high as 0.620 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$. Compared with CL-CK, FL₁₅ and FL₃₀ reduced N_2O emissions by 0.350 and 0.090 $\text{kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, respectively, may due to increases in soil carbon to nitrogen ratios and changes in soil properties.

Keywords: purple soil; alder and cypress mixed forest land; sloping cropland; returning cropland to forestland; N_2O

耕作土壤是 N_2O 的重要排放源, 全球每年排放的 N_2O 中有 35% 来自农业耕作土壤^[1-2]。减缓农业土壤 N_2O 排放的措施主要包括农田管理和土地利用方式^[3-4]。退

耕还林是将耕地转变成森林的一种土地利用方式, 研究表明, 退耕还林可减少土壤 N_2O 的排放, 这已成为许多国家减排增汇的一项重要措施^[1-5]。退耕还林是土壤-植被系统协同演化的过程, 必然引起土壤理化性质及结构功能的变化。退耕还林后随着林分的生长发育, 地表的林分郁闭度、灌丛盖度、地上生物量及枯落物数量、微生物数量和活性都发生改变, 同时土壤氮肥施用、耕作等人为活动干扰大量减少, 均对土壤的

收稿日期: 2015-02-05

基金项目: 国家重点基础研究计划项目(2012CB417101); 国家自然科学基金项目(41271321)

作者简介: 柯 韵(1989—), 男, 四川仪陇人, 硕士研究生, 从事水环境污染防治研究。E-mail: kooyun89@163.com

* 通信作者: 朱 波 E-mail: bzhu@imde.ac.cn

容重、孔隙状况、团聚体及养分含量等有显著影响^[6-7]。N₂O 是土壤硝化与反硝化作用的产物,它的产生和排放受到土壤温度、pH、有机质、全氮、无机氮含量及孔隙状况等因子的影响^[8-10]。关于土地利用方式改变对土壤 N₂O 排放影响的研究,国内外科学家开展了大量工作。但目前我国的研究工作大多局限于森林或草地开垦为农田后土壤 N₂O 排放,且多集中在热带和温带地区,亚热带地区的研究报道较少^[11]。国内有关退耕还林对土壤 N₂O 排放的研究十分有限,针对耕地和不同退耕年限林地土壤的同步野外定位观测比较少见。

四川盆地紫色土丘陵区土地面积约 1600 万 hm²,是长江上游最重要的农业区域^[12],坡耕地是这一区域土地的主要利用方式,该区域经过 20 世纪 80 年代以来大规模的植树造林及山水田林路综合整治,已形成林地与农地镶嵌的农林复合格局^[13]。本研究以紫色土坡耕地和退耕年限为 15、30 年的林地研究对象,探讨退耕还林对紫色土坡耕地土壤 N₂O 排放的影响,以期对紫色土土壤温室气体排放减缓措施提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

研究在中国科学院盐亭紫色土农业生态试验站

(105°28'E,31°16'N)桉柏混交林样地以及坡耕地进行(表 1)。林地为桉木(*Alnus cremastogyne*)和柏木(*Cupressus funebris*)混交林,于本区两个退耕还林时期种植,混交林生态系统经过长时间演替,大部分桉木死亡,现已演化为纯柏林。坡耕地毗邻林地,种植制度为冬小麦-夏玉米轮作,小麦于 2013-11-07 播种,2014-05-16 收割,玉米 2014-05-21 栽种,2014-09-26 收获。本区具有四川盆地典型亚热带湿润季风气候特征,地处盆地西部春夏旱区与东部伏旱区的交错地带,有春旱、夏旱、伏旱、秋淋的威胁,年均温度 17.3℃,极端最高气温 40℃,极端最低气温-5.1℃,多年平均降雨量 825 mm。试验地土壤均为蓬莱镇紫色土,样地的基本特征与土壤理化性质见表 2。

1.2 试验设计

本研究根据邻近样地相比较的方法,样地分别选取不同退耕年限(15 年和 30 年)桉柏混交林地和坡耕地作为研究对象,样地人为干扰相对较少且立地条件相似,植被等调查信息见表 1。林地均设置为保留枯枝落叶处理,4 个随机重复。坡耕地设置常规施氮(CL)有植株处理,用于观测田间状态下小麦-玉米轮作坡耕地土壤的 N₂O 排放,4 个随机重复。坡耕地设置不施肥对照处理(CL-CK),4 个随机重复。坡耕地

表 1 研究样地基本情况
Table 1 Basic information of plots studied

样地代码 Sample plot code	FL ₁₅	FL ₃₀	CL	CL-CK
植被类型 Vegetation type	柏木、黄荆、马桑	柏木、黄荆、马桑	冬小麦-夏玉米	冬小麦-夏玉米
样地历史 Sample plot situation	1997—1998 年人工营造桉柏混交林,但大部分桉木已死亡,现演化为纯柏林。	1983 年人工营造桉柏混交林,但大部分桉木已死亡,现演化为纯柏林。	耕作历史超过 30 年,种植制度为冬小麦-夏玉米轮作,每年施肥 2 次(小麦季和玉米季各 1 次)。	耕作历史超过 30 年,种植制度为冬小麦-夏玉米轮作。
退耕年限/年 Vegetation restoration year	15	30	—	—
备注 Remarks	林分(>3 cm)平均胸径 5.10 cm,平均树高 6.50 m。地面坡度为 7°。	林分(>3 cm)平均胸径 13.2 cm,平均树高 16.0 m。地面坡度为 7°。	作物种植密度小麦和玉米分别 150 kg·hm ⁻² 、5 万株·hm ⁻² 。施氮量小麦季和玉米季分别为 130、150 kg N·hm ⁻² 。地面坡度为 7°。	作物种植密度小麦和玉米分别 150 kg·hm ⁻² 、5 万株·hm ⁻² 。地面坡度为 7°。

注:FL₁₅、FL₃₀ 分别表示退耕 15、30 年的林地; CL 表示坡耕地施肥处理;CL-CK 表示坡耕地不施肥处理。表中所列信息通过在当地调研获得。
Note: FL₁₅, FL₃₀: Forestland returned from farmland before 15 years, 30 years; CL: Cropland; CL-CK: Check test. the information in the table was obtained through onsite investigation.

表 2 试验地土壤基本理化性质
Table 2 Physical and chemical properties of studied sample soils

试验地 Sample plot	pH	容重/g·cm ⁻³ Bulk density	有机质/g·kg ⁻¹ Organic matter	全氮/g·kg ⁻¹ Total nitrogen	全磷/g·kg ⁻¹ Total phosphorus	全钾/g·kg ⁻¹ Total potassium	C/N
FL ₁₅	7.80	1.52	22.5	1.17	0.540	21.2	11.1
FL ₃₀	8.06	1.49	46.1	2.97	0.530	18.8	9.00
CL	8.05	1.31	11.9	0.870	0.860	20.6	7.90
CL-CK	8.05	1.31	11.9	0.870	0.860	20.6	7.90

小麦季氮肥(碳铵)施用量为 $130 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ (以纯 N 计)、磷肥 $90 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 、钾肥 $36 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{hm}^{-2}$, 施肥方法是表层撒施, 仅施基肥, 施肥时间 2013-11-08。耕作方式为机器翻耕, 深度约为 20 cm 。小麦播种密度是 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。玉米季氮肥(碳铵)施用量为 $150 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ (以纯 N 计)、磷肥 $90 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 、钾肥 $36 \text{ kg K}_2\text{O} \cdot \text{hm}^{-2}$, 施肥方法是穴施, 时间 2014-06-25。耕作方式为机器翻耕, 深度为 20 cm 。玉米播种密度是 $5 \text{ 万株} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。试验期间, 定期贴地面剪去杂草。

1.3 气体采样与分析方法

采用静态箱-气相色谱法对林地和坡耕地土壤的 N_2O 通量观测, 观测频率为每周 1 次, 在特殊时段(降雨或者施肥)增加观测次数。气体排放通量的计算公式如下:

$$F = a \times \frac{V}{A} \times \frac{M}{V_0} \times \frac{P}{P_0} \times \frac{C}{T} \times c$$

式中: F 为气体排放通量, $\mu\text{g N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; a 为气体浓度的平均变化率; V 为采样箱体积, m^3 ; A 为采样箱底面积, m^2 ; M 为气体摩尔质量, $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$; V_0 为标准状况下气体的摩尔体积, $\text{L} \cdot \text{mol}^{-1}$; T 和 P 分别为采样时的温度(K)和气压(hPa); T_0 和 P_0 为标准状况下的气温、气压; c 为量纲转换系数。

采用通量线性外推法插补缺失值, 用通量和时间的乘积计算气体的累积排放量。

1.4 环境因子测定

在气样采集开始和结束时, 用便携式温度计(JM 624)测定箱内和土壤温度(地下 5 cm)。土壤体积含水率用土壤水分测定仪(MPM-160B)测定。在采集气样的同时, 采集土壤样品(地下 5 cm), 带回实验室分析土壤 NO_3^--N 、 NH_4^+-N 含量。测定步骤为: 称取土样, 加入 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$ (液土比为 $5 \text{ mL}:1 \text{ g}$), 振荡、离心、过滤, 取滤液用 AA3 流动分析仪(SEAL Auto Analyzer 3, 德国)测定 NO_3^--N 、 NH_4^+-N 浓度。

1.5 数据处理与计算

土壤湿度用总孔隙含水率(Water-filled pore space, WFPS)表示:

$$\text{WFPS} = \frac{\text{SWM}}{1 - (\text{BD}/\text{PD})}$$

式中: SWM 为土壤体积含水率, %; BD 为土壤容重, $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$; PD 为土壤密度, 均取 $2.65 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 。

N_2O 排放系数利用以下公式计算得到:

$$\text{N}_2\text{O 排放系数}(\%) = (T_N - T_{\text{CK}}) / M \times 100$$

式中: T_N 为施肥后 N_2O 排放量, $\text{kg N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$; T_{CK} 为对照不施氮肥的 N_2O 排放量, $\text{kg N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$; M 为农田氮肥施用量, $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

采用单因素方差分析及多重比较(方差齐性时 LSD 法检验, 非齐性时 Tamhane's T2 法检验)比较平均值差异的显著性。用偏相关分析法分析土壤温度、湿度、无机氮含量与气体通量的关系。以上分析均用 SPSS 17.0 进行。

2 结果与分析

2.1 试验土壤环境因子的季节变化

CL、CL-CK 以及 FL₁₅、FL₃₀ 的降雨量、气温和土壤温度、湿度变化如图 1、图 2 所示。各处理土壤地下 5 cm 温度变化趋势基本相似, 土壤温度总体与气温相呼应, 2013-12-20 至 2014-01-20 冬季土壤温度大幅度下降, 春季温度缓慢回升, 夏季达到最大。CL、CL-CK 以及 FL₁₅、FL₃₀ 的土壤温度的平均值分别为 17.6 、 16.0 、 16.0 、 15.6 $^{\circ}\text{C}$, 相互间无显著性差异($P > 0.05$)。CL、CL-CK 以及 FL₁₅、FL₃₀ 土壤湿度的平均值分别为 47.9% 、 44.07% 、 55.2% 、 41.6% , FL₁₅ 与 FL₃₀、CL 间均存在显著差异($P < 0.05$), FL₃₀ 与 CL 间无显著差异($P > 0.05$)。

2.2 土壤无机养分变化

试验期间坡耕地施肥处理土壤无机氮(硝态氮和

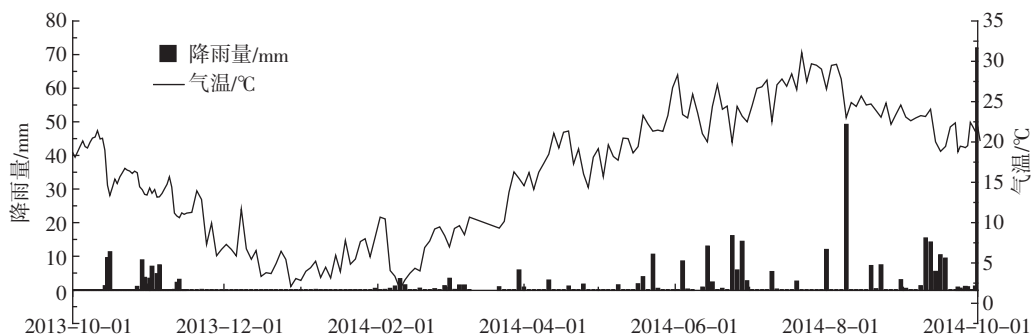


图1 试验期间气温及降水量变化

Figure 1 Seasonal patterns of air temperature and precipitation during experimental period

铵态氮)含量如图 3 所示。施肥后土壤硝态氮和铵态氮含量变化非常明显,小麦季分别在施肥后第 7 d 和第 5 d 达到最大值 78.6 、 $5.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤无机氮含量高峰期持续约 2 周,之后均出现动态波动,但总体呈下降趋势;玉米季土壤硝态氮和铵态氮均于施肥后第 4 d 达到最大值,分别为 33.0 、 $4.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,高峰期持续约 10

d,至玉米收获期土壤无机氮含量达到最低,硝态氮和铵态氮分别低于 1.20 、 $3.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。观测期内坡耕地土壤硝态氮和铵态氮平均含量分别为 23.9 、 $2.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。如图 3 所示,坡耕地不施肥处理(CL-CK)土壤硝态氮和铵态氮含量在观测期内变化不明显,平均含量分别为 12.5 、 $5.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。退耕 15 年的林地土

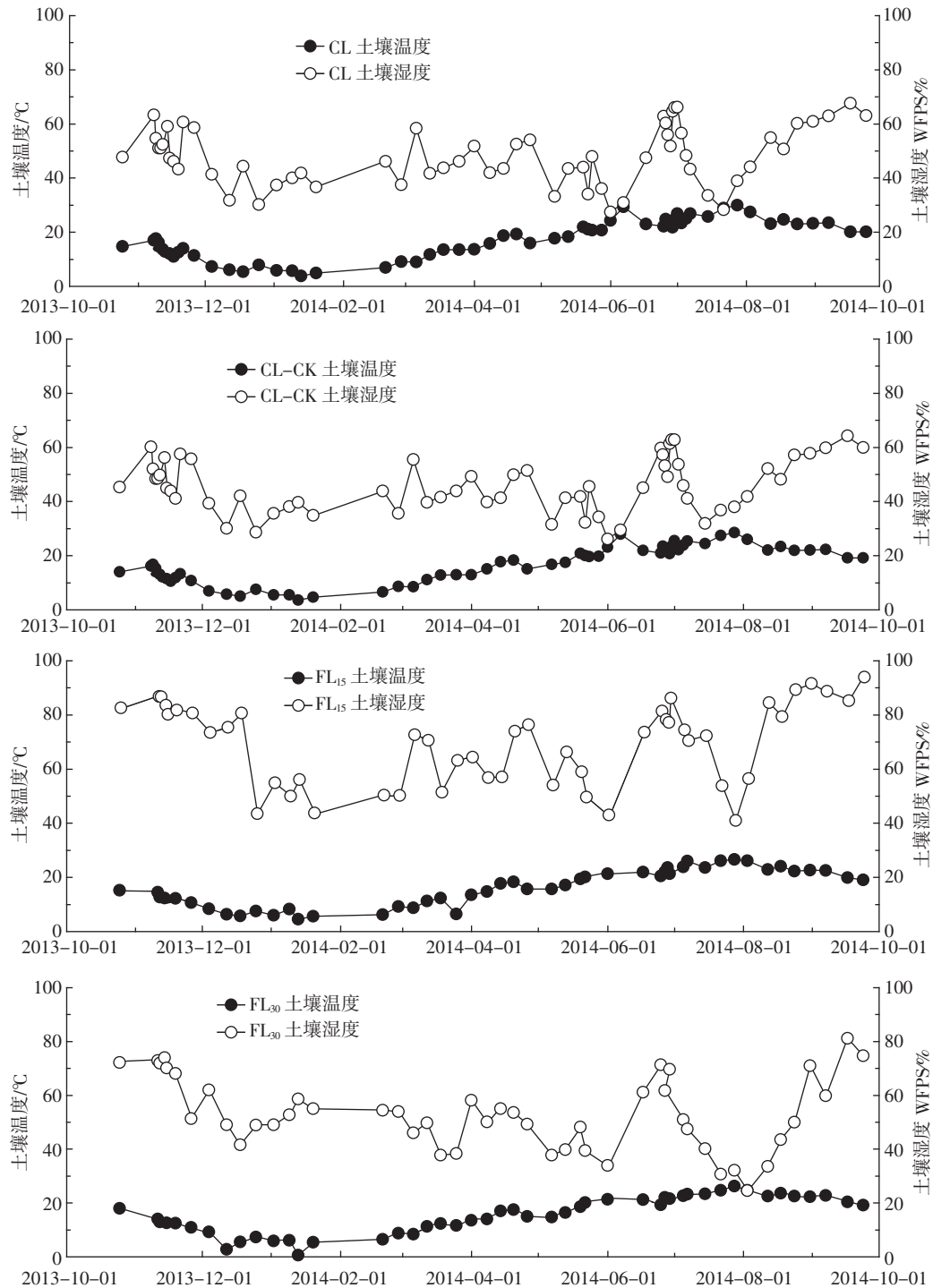


图 2 试验期间土壤温度和湿度(WFPS)变化

Figure 2 Seasonal patterns of soil temperature and moisture during experimental period

壤硝态氮和铵态氮含量在2014年3月至7月期间出现剧烈波动,可能是这段时间内温度与降雨量变化引起的,观测期内平均含量分别为 5.90 、 $5.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, FL_{30} 与 FL_{15} 表现出类似的变化特征,观测期内平均含量分别为 10.3 、 $3.90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。方差分析表明,CL土壤中的 NO_3^- -N含量与CL-CK、 FL_{15} 、 FL_{30} 呈现极显著差异($P<0.01$),CL-CK与 FL_{15} 、 FL_{30} 呈现极显著差

异($P<0.01$), FL_{15} 与 FL_{30} 的 NO_3^- -N含量则无显著性差异($P>0.05$);CL土壤中的铵态氮含量与CL-CK、 FL_{15} 、 FL_{30} 也呈现极显著差异($P<0.01$), FL_{15} 与 FL_{30} 的铵态氮含量呈现显著差异($P<0.05$)。

2.3 土壤 N_2O 排放的季节变化

如图4所示,CL土壤 N_2O 排放的季节变化呈“双峰型”,为小麦、玉米季施肥所致。小麦季CL在施氮

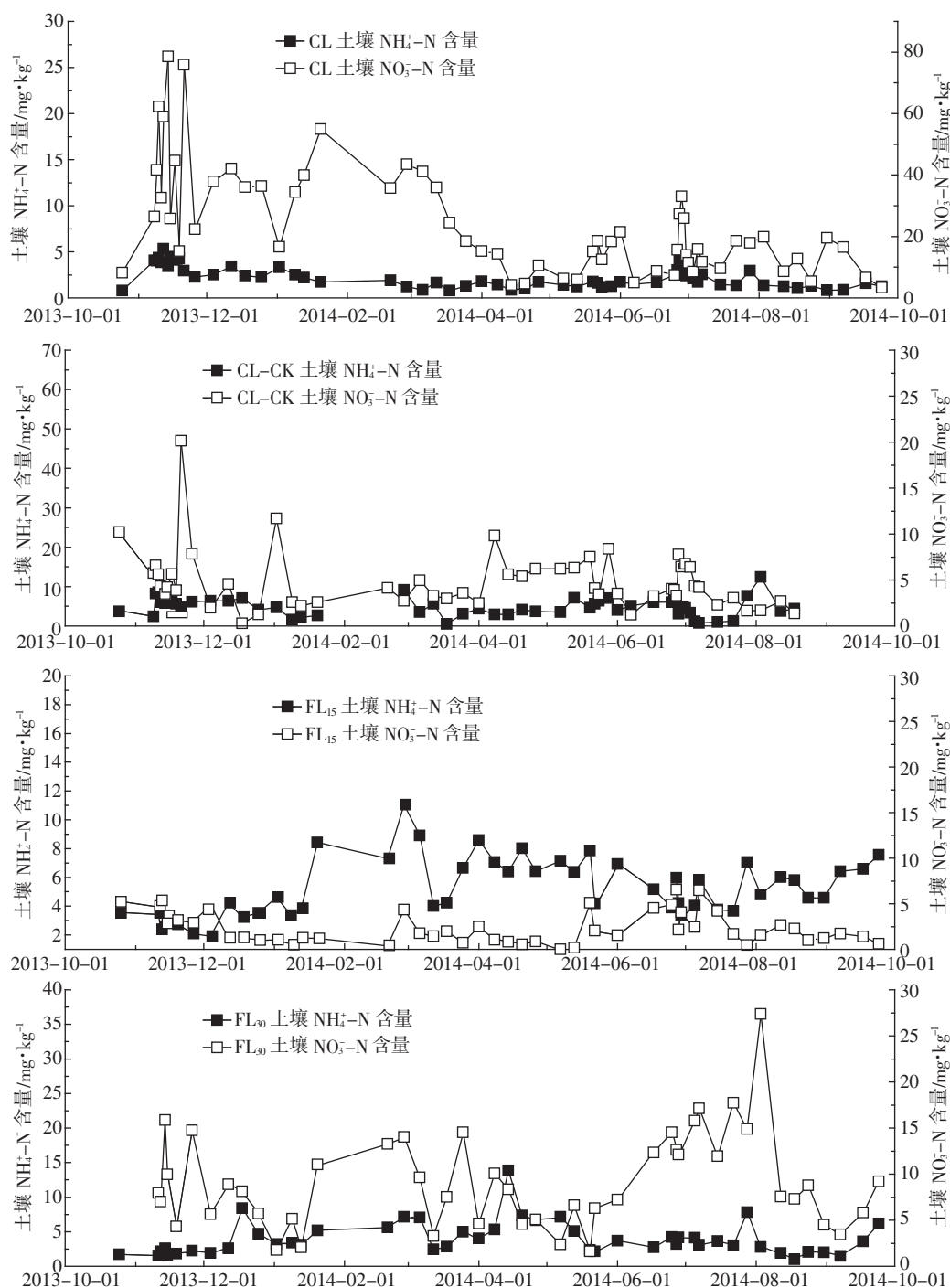
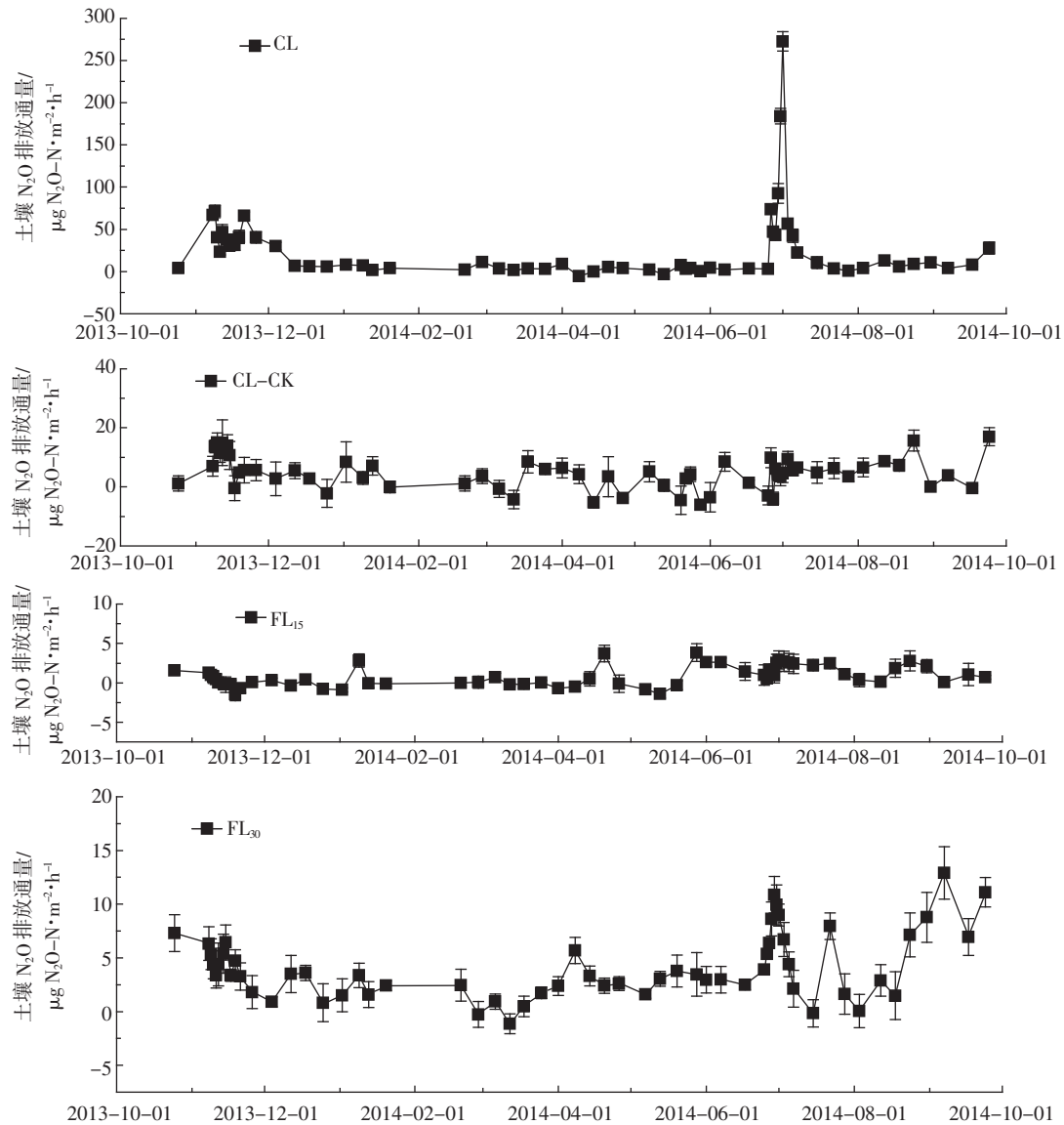


图3 试验期间土壤硝态氮和铵态氮含量变化

Figure 3 Seasonal patterns of soil nitrate- and ammonium-nitrogen content during experimental period

图 4 试验期间土壤 N_2O 排放通量季节变化Figure 4 Seasonal patterns of soil N_2O fluxes during experimental period

后第 4 d 出现 N_2O 排放高峰, 排放峰持续时间约 30 d, 平均排放速率是 $18.0 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$; 玉米季时 CL 在施氮后第 6 d N_2O 排放达到峰值, 排放峰持续时间约 15~20 d, 平均排放速率是 $35.2 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。CL-CK 的 N_2O 排放的季节波动不明显, 平均排放量是 $6.60 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。FL₁₅ 和 FL₃₀ 的 N_2O 排放表现出相似的季节变化规律, 均有一些脉冲排放峰, 可能是观测期内温度与降雨量变化引起的, 总体上其季节波动不大。观测期内, CL、CL-CK、FL₁₅、FL₃₀ 的 N_2O 平均排放速率分别是 25.6 、 6.60 、 1.20 、 $4.30 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 其中 CL 显著高于 CL-CK、FL₁₅、FL₃₀ ($P<0.01$), CL-CK、FL₃₀ 显著高于 FL₁₅ ($P<0.01$), CL-CK

高于 FL₃₀ ($P<0.05$)。

2.4 土壤 N_2O 排放总量

如图 5 所示, CL、CL-CK、FL₁₅ 和 FL₃₀ 全年的排放量分别为 1.01 、 0.400 、 0.050 、 $0.310 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。CL、CL-CK 土壤在小麦季的累计排放量分别为 0.540 、 $0.300 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$, 玉米季的排放量为 0.470 、 $0.100 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。CL 在小麦季的 N_2O 排放系数为 0.180% , 在玉米季为 0.250% , 全年的 N_2O 排放系数为 0.220% 。与 CL 相比, FL₁₅ 和 FL₃₀ 全年的排放量分别减少了 95.1% 、 69.3% , 而相对于 CL-CK, FL₁₅ 和 FL₃₀ 的 N_2O 排放分别减少 87.5% 、 22.5% 。由此可知, 紫色土坡地退耕还林后土壤 N_2O 排放显著减

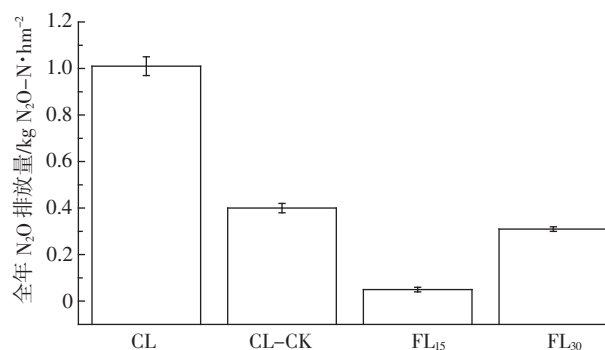
图5 试验期间土壤 N₂O 排放总量

Figure 5 Annual cumulative emissions of soil N₂O flux during experimental period

少,不同退耕年限的土壤排放通量表现为 FL₃₀>FL₁₅。

3 讨论

3.1 土壤温度对土壤 N₂O 排放的影响

对 CL、CL-CK 及 FL₁₅、FL₃₀ 的土壤 N₂O 排放速率与地下 5 cm 处土壤温度的偏相关性分析发现,CL 小麦季与土壤温度无显著相关关系($P>0.05$),玉米季呈现显著正相关关系($R^2=0.61, P<0.05, n=61$)。这可能是因为玉米季土壤温度较高且波动较大,造成玉米季 N₂O 排放对土壤温度变化的响应明显,CL-CK 呈现极显著正相关关系($R^2=0.65, P<0.01, n=61$),FL₁₅ 呈现极显著正相关关系($R^2=0.64, P<0.01, n=51$),FL₃₀ 呈现极显著正相关关系($R^2=0.46, P<0.01, n=47$)。由此可见,土壤温度对 FL₁₅、CL 玉米季、CL-CK、FL₃₀ 土壤 N₂O 排放均有极显著影响,对 CL 小麦季土壤 N₂O 排放影响不显著。土壤中硝化作用和反硝化作用的微生物活动均有其适宜的温度范围,通常认为硝化作用微生物活动的适宜温度范围为 25~35℃, <5℃或>40℃都将抑制硝化作用的发生;反硝化微生物最适宜的温度范围 30~67℃^[14-17]。所测定的 CL 玉米季、CL-CK 以及 FL₁₅、FL₃₀ 的平均土壤温度分别为 24.1、16.0、16.0、15.6℃,低于硝化作用和反硝化作用微生物活动的最适温度范围。因此,在一定范围内,随着温度的增加,土壤 N₂O 排放也会发生变化,这解释了温度对 CL 玉米季、CL-CK 及 FL₁₅、FL₃₀ 的土壤 N₂O 排放影响显著的原因。CL 小麦季的平均温度为 12.0℃,变化范围为 3.80~19.3℃,可能是较低的土壤温度抑制了硝化作用和反硝化作用微生物活性,因而 CL 小麦季土壤温度对 N₂O 排放影响不显著。

3.2 土壤湿度对土壤 N₂O 排放的影响

CL、CL-CK 以及 FL₁₅、FL₃₀ 的土壤湿度的年平均

值为 47.9%、44.1%、55.2%、41.6%,就大于观测期 N₂O 排放通量平均值的观测值而言,CL 土壤约 65.0%的 N₂O 排放通量集中出现在湿度为 51.4%~67.2%的土壤,CL-CK 土壤约 61.0%的 N₂O 排放通量集中出现在湿度为 49.4%~65.2%的土壤,FL₁₅ 土壤 61.5%的 N₂O 排放通量集中出现在湿度为 55.4%~67.2%的土壤,FL₃₀ 土壤 57.0%的 N₂O 排放通量集中出现在湿度为 55.4%~65.3%的土壤。对 FL₁₅、FL₃₀ 和 CL、CL-CK 的土壤 N₂O 排放速率与土壤湿度的偏相关性分析发现,CL 与土壤湿度的相关关系如下:CL 小麦季 $R^2=0.38, P<0.05, n=33$;CL 玉米季 $R^2=0.48, P<0.05, n=28$;CL 整个观测期 $R^2=0.38, P<0.01, n=61$;CL-CK $R^2=0.48, P<0.01, n=61$;FL₁₅ 无相关关系;FL₃₀ $R^2=0.59, P<0.01, n=47$ 。由此可知,土壤湿度是 CL、CL-CK 以及 FL₃₀ 土壤 N₂O 排放季节变化的主要影响因子之一,利于 N₂O 产生和排放的土壤湿度条件分别是 51.4%~67.2%, 49.4%~65.2%, 55.4%~65.3%。

土壤含水量主要通过影响土壤通气状况、土壤的氧化还原状况、土壤中微生物活性以及土壤中 N₂O 向大气的扩散来影响 N₂O 的产生与排放^[18-20]。试验表明,土壤 WFPS 为 45.0%~75.0%时硝化细菌与反硝化细菌均可能成为 N₂O 的主要制造者,土壤处于饱和含水量以下时由硝化作用产生的 N₂O 占 61.0%~98.0%, N₂O 的排放量随土壤含水量的增加而增加,硝化作用产生的 N₂O 成为主要来源,而当水分饱和时反硝化过程是 N₂O 的最基本来源;土壤 WFPS 为 54.0%时硝化速率与 N₂O 的生成速率均最高,硝化速率相当于 WFPS 为 18%时的 1.7 倍和 6%时的 1.5 倍,而 N₂O 生成速率分别为 7.4 倍和 1.6 倍^[10]。本研究中 CL、CL-CK 以及 FL₃₀ 的土壤平均湿度远低于土壤饱和含水量(图 2),并且分别有 69.0%、68.0%和 70.2%的土壤 WFPS 测定值低于 54.0%,表明其土壤湿度总体上处于较低水平,因而 CL、CL-CK 以及 FL₃₀ 土壤 N₂O 排放受到土壤湿度的影响比较显著,可能随着土壤湿度的增加而增加;FL₁₅ 的土壤 N₂O 排放速率与土壤湿度无相关关系说明其 N₂O 排放受到土壤湿度的影响较小,原因可能是其平均土壤湿度为 55.2%,且 58.8%土壤 WFPS 测定值高于 54.0%,其土壤湿度总体上处于较高水平,故土壤湿度的增加可能不会激发土壤 N₂O 的排放。

3.3 土壤无机氮水平对土壤 N₂O 排放的影响

CL 土壤无机氮含量动态与 N₂O 排放季节变化趋势出现一致性,对它们进行相关分析发现 N₂O 排放与

NO_3^- -N 含量无相关性,与 NH_4^+ -N 表现出相关性($R^2=0.37, P<0.01, n=49$)。CL-CK、FL₁₅、FL₃₀ 土壤无机氮季节变化与各自 N_2O 排放均表现出一定的相似性,但与 N_2O 排放的相关性均不显著(图 3、图 4)。由于紫色土呈碱性, $pH>8$, 氮素很难以铵态氮的形态存在,施加碳酸氢铵的方式是表施,而不是深施,促进了碳铵水解和硝化反应。施肥后短时间内肥料氮会迅速水解为铵态氮并转化为硝态氮,造成土壤中铵态氮和硝态氮的积累(图 3、图 4),为土壤硝化和反硝化微生物提供充足的反应底物和能源,提高了土壤有机质的生物有效性,增强了土壤微生物、植物等的呼吸作用,加快了土壤氧的消耗,加速了土壤厌氧条件的形成,促进了土壤反硝化作用^[21-22],因而会出现无机氮含量动态与 N_2O 排放变化趋势的一致性。研究表明,当土壤中 NO_3^- -N 含量 $>25.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,土壤反硝化速率不受 NO_3^- -N 含量影响,呈零级反应;当土壤 NO_3^- -N 含量 $<25.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,土壤反硝化反应呈一级反应,此时土壤生物反硝化速率完全取决于 NO_3^- -N 在土壤溶液中的扩散速率^[23]。低浓度的 NO_3^- -N 含量可刺激 N_2O 还原酶活性,大多数情况下 NO_3^- -N 含量是 N_2O 还原阻抑剂,阻止或延缓 N_2O 向 N_2 的转化,其结果随 NO_3^- -N 含量增加 N_2O/N_2 值迅速增加。本研究中坡耕地小麦季土壤在施肥后两个月 NO_3^- -N 平均含量为 $40.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,玉米季土壤在施肥后一个月内平均含量为 $17.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤 NO_3^- -N 含量处于较高水平,因此可能对土壤 N_2O 排放没有显著影响。 NH_4^+ -N 与土壤 N_2O 排放的相关性说明其是坡耕地土壤硝化和反硝化作用的重要限制因子。FL₁₅、FL₃₀ 土壤无机氮季节变化与各自 N_2O 排放无相关性说明其不是土壤 N_2O 排放的重要影响因素。这可能是因为林地土壤无机养分的重要来源是土壤有机氮的矿化^[24-25],而氮的矿化速率才是影响 N_2O 排放的重要限制因子。另外,降雨过程中随树干径流进入土壤中的有效氮还可以通过影响土壤中微生物活动底物影响 N_2O 产生。

3.4 退耕还林减排土壤 N_2O 的机制

本研究中坡耕地常规施肥处理的 N_2O 排放显著高于林地土壤,不同退耕年限的土壤 N_2O 排放通量为 $FL_{30}>FL_{15}$ 。这主要是因为:(1)退耕活动实施后,土壤外源 N 的输入减少,本研究中小麦季氮肥(碳铵)施用量为 $130 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ (以纯 N 计),玉米季 $150 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ (以纯 N 计),退耕后土壤每年减少 $280 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的 N 输入,本区常规施肥小麦-玉米轮作土壤 N_2O 排放系数为 0.220%,因而仅停止施用氮肥一项就可以

减排 $0.610 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$;(2)土壤无机养分及温湿度发生改变和 C:N 得到提高等。随着林分的生长发育,土壤剖面聚集一定厚度的枯枝落叶层,可能导致土壤容重、总孔隙度等发生变化,影响土壤透气性和毛管持水能力等土壤物理性质;土壤有机质的类型和含量也发生改变,影响土壤有机氮的矿化速率^[6]。如表 2 所示,FL₁₅、FL₃₀ 的容重、有机质、全氮与 C:N 均高于坡耕地土壤。土壤中的有机碳和全氮是衡量土壤肥力的重要指标,并且在生态系统中的迁移转化及生物地球化学循环过程直接影响着温室气体排放,而 C:N 越低的土壤越利于 N_2O 的产生和排放^[26-28]。

4 结论

紫色土坡耕地退耕还林可显著减少土壤 N_2O 排放,这与停止氮肥施用、土壤碳氮比升高以及土壤温度、湿度和无机养分(硝态氮、氨态氮)发生变化密切相关。停止施氮的措施对 N_2O 排放的减排潜力达到 $0.610 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$,占 CL 土壤 N_2O 排放量的 60.3%。退耕 15 年和 30 年的林地土壤分别减少 0.350 、 $0.090 \text{ kg N}_2O \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的 N_2O 排放量,分别占 CL-CK 土壤 N_2O 排放量的 87.5%和 22.5%,主要原因是土壤碳氮比升高,土壤无机养分、温度以及湿度等发生变化。FL₃₀ 的土壤 N_2O 排放通量大于 FL₁₅ 的原因可能为退耕 30 年的土壤碳氮比更低。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007: The physical science basis. Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 211-213.
- [2] Bouwman A F. Nitrogen oxides and tropical agriculture[J]. *Nature*, 1998, 392: 866-867.
- [3] 邹晓霞, 李玉娥, 高清竹, 等. 中国农业领域温室气体主要减排措施研究分析[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(8-9): 1348-1358.
ZOU Xiao-xia, LI Yu-e, GAO Qing-zhu, et al. Analysis of the greenhouse gas emission reduction measures of main China agricultural field[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(8-9): 1348-1358.
- [4] 刘燕华, 葛全胜, 何凡能, 等. 应对国际 CO_2 减排压力的途径及我国减排潜力分析[J]. *地理学报*, 2008, 63(7): 675-682.
LIU Yan-hua, GE Quan-sheng, HE Fan-neng, et al. Analysis on the way of coping with the international pressure of reducing CO_2 emissions and emission reduction potential in China[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2008, 63(7): 675-682.
- [5] Merino A, Prez-Batall P, Macas F. Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of Southern Europe[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 917-925.

- [6] 韩磊, 郑佳丽, 贺康宁, 等. 青海省大通县退耕还林对土壤理化性质的影响[J]. 水土保持研究, 2009, 16(3): 100-104.
HAN Lei, ZHENG Jia-li, HE Kang-ning, et al. Effects of returning farmland into forest on soil physicochemical properties in Datong county of Qinghai Province[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2009, 16(3): 100-104.
- [7] 刘子雄. 退耕还林不同模式对土壤微生物及酶活性影响研究[D]. 成都: 四川农业大学, 2005.
LIU Zi-xiong. Studies on effects of different models of conversion of cropland to forest on soil microbes and enzyme activities[D]. Chengdu: Sichuan Agricultural University, 2005.
- [8] Delwiche C C. Denitrification, nitrification and atmospheric N_2O [M]. Chichester: John Wiley and Sons, 1981: 151-170.
- [9] 王彩绒, 田霄鸿, 李生秀. 土壤中氧化亚氮的产生及减少排放量的措施[J]. 土壤与环境, 2001, 10(2): 143-148.
WANG Cai-rong, TIAN Xiao-hong, LI Sheng-xiu. Nitrous oxide emissions from soils and strategy for reducing N_2O emission[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2001, 10(2): 143-148.
- [10] 封克, 殷士学. 影响氧化亚氮形成与排放的土壤因素[J]. 土壤学进展, 1995, 23(6): 35-42.
FENG Ke, YIN Shi-xue. Effects of nitrous oxide formation and emission of soil factors[J]. *Progress in Soil Science*, 1995, 23(6): 35-42.
- [11] 郭忠录, 郑珉娇, 丁树文, 等. 农田改为农林(草)复合系统对红壤 CO_2 和 N_2O 排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(9): 1191-1196.
GUO Zhong-lu, ZHENG Min-jiao, DING Shu-wen, et al. CO_2 and N_2O emissions in the red soils of agro-forestry (grass) systems converted from cropland in subtropical hilly region of China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(9): 1191-1196.
- [12] 李仲明, 张先婉, 何毓蓉, 等. 中国紫色土(上)[M]. 北京: 科学出版社, 1991.
LI Zhong-ming, ZHANG Xian-wan, HE Yu-rong, et al. Purple soils in China[M]. Beijing: Science Press, 1991.
- [13] 朱波, 高美荣, 刘刚才, 等. 川中丘陵区农业生态系统的演替[J]. 山地学报, 2003, 21(1): 56-62.
ZHU Bo, GAO Mei-rong, LIU Gang-cai, et al. Succession of agricultural ecosystem in hilly area of central Sichuan Basin[J]. *Journal of Mountain Research*, 2003, 21(1): 56-62.
- [14] Linn D M, Doran J W. Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, 48: 1267-1272.
- [15] MacDuff J H, White R E. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content[J]. *Plant and Soil*, 1985, 86: 151-172.
- [16] 梁东丽, 方日尧, 李生秀, 等. 硝、铵态氮肥对旱地土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2007, 25(1): 67-72.
LIANG Dong-li, FANG Ri-yao, LI Sheng-xiu. Effects of nitrate, ammonium nitrogen fertilizer on dryland soil nitrous oxide emissions[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2007, 25(1): 67-72.
- [17] 齐玉春, 董云社. 土壤氧化亚氮产生、排放及其影响因素[J]. 地理学报, 1999, 54(6): 534-542.
QI Yu-chun, DONG Yun-she. Soil nitrous oxide generation, emission and its influencing factors[J]. *Acta Geographica Sinica*, 1999, 54(6): 534-542.
- [18] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对 N_2O 产生与排放的影响[J]. 应用生态学报, 1996, 7(3): 273-279.
ZHENG Xun-hua, WANG Ming-xing, WANG Yue-si, et al. Impact of soil humidity on N_2O production and emission from a rice-wheat rotation ecosystem [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1996, 7(3): 273-279.
- [19] 黄耀, 焦燕, 宗良纲, 等. 土壤理化特性对麦田 N_2O 排放影响的研究[J]. 环境科学学报, 2002, 22(5): 598-602.
HUANG Yao, JIAO Yan, ZONG Liang-gang, et al. N_2O emission from wheat cultivated soils as influenced by soil physico-chemical properties [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(5): 598-602.
- [20] Mummey D L, Smith J L, Bolton J R H. Nitrous oxide flux from a Shrub steppe ecosystem: Source and regulation[J]. *Soil Biol Biochem*, 1994, 26(2): 279-286.
- [21] Smith K A, Thomson P E, Clayton H. Effects of temperature and water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils[J]. *Atmos Environ*, 1998, 32: 3301-3309.
- [22] Hiroko A, Hamo T. Effects of chemical fertilizer form on N_2O , NO, NO_2 fluxes from Andisol field[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63: 219-230.
- [23] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 农田土壤主要温室气体(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)的源/汇强度及其温室效应研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966-975.
ZHANG Yu-ming, HU Chun-sheng, ZHANG Jia-bao, et al. Research advances on source/sink intensities and greenhouse effects of CO_2 , CH_4 and N_2O in agricultural soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(4): 966-975.
- [24] Gelfand I, Zenone T, Jasrotia P, et al. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108: 13864-13869.
- [25] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 等. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展[J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1187-1192.
LI Gui-cai, HAN Xing-guo, HUANG Jian-hui, et al. A review of affecting factors of soil nitrogen mineralization in forest ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7): 1187-1192.
- [26] Janzen H H. Soil carbon: A measure of ecosystem response in a changing world[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2005, 85(S1): 467-480.
- [27] Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, et al. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration[J]. *Geoderma*, 2007, 137(3/4): 253-268.
- [28] Ball B C, McTaggart I P, Watson C A. Influence of organic ley-arable management and afforestation in sandy loam to clay loam soils on fluxes of N_2O and CH_4 in Scotland[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2002, 90: 305-317.