

不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响

李平, 魏玮, 郎漫

引用本文:

李平, 魏玮, 郎漫. 不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 1124–1132.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1377>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同遮阴处理下施肥对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响

王坤, 姜运生, 邢钰媛, 刘健

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 464–472 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0953>

不同改良剂对旱地苹果园温室气体排放的影响

李钊, 刘帅, 丁艳宏, 孙文浩, 高晓东, 赵西宁

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 227–236 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0846>

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354–2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

生物基包膜抑制型尿素对土壤温室气体排放及小青菜产量的影响

刘楚桐, 陈松岭, 邹洪涛, 叶旭红, 陈春羽, 雷洋, 张玉龙

农业环境科学学报. 2021, 40(3): 677–684 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0658>

围垦对滨海稻田土壤 N_2O 还原潜力的影响

汪方圆, 张耀鸿, 饶旭东, 谢晴, 贾仲君

农业环境科学学报. 2020, 39(11): 2668–2674 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0533>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李平, 魏玮, 郎漫. 不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 1124–1132.

LI Ping, WEI Wei, LANG Man. Short-term effects of different soil moisture contents on greenhouse gas emissions from sandy loam soil in semi-arid regions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(5): 1124–1132.



开放科学 OSID

不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响

李平^{1,2}, 魏玮^{1,2}, 郎漫^{1,2*}

(1. 南京信息工程大学, 江苏省农业气象重点实验室, 南京 210044; 2. 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044)

摘要:为探明不同水分条件对土壤排放温室气体的短期影响,本研究以黑龙江省半干旱地区的砂壤土为对象,通过室内培养试验研究 60% 田间最大持水量(WHC)、100% WHC 和淹水条件下土壤中 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的排放规律。结果表明:与 60% WHC 处理相比,土壤水分含量增加至 100% WHC 对净硝化速率没有显著影响,但显著促进了 N_2O 的排放,平均排放速率($0.109 \text{ mg N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)是 60% WHC 处理($0.014 \text{ mg N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)的 7.8 倍。淹水处理显著抑制了硝化作用的进行,但显著促进了 N_2O 的排放,平均排放速率($0.419 \text{ mg N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)分别为 60% WHC 和 100% WHC 处理的 29.9 倍和 3.8 倍。60% WHC 处理土壤 CO_2 和 CH_4 平均排放速率分别为 $9.92 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $2.99 \mu\text{g CH}_4\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 土壤水分含量增加至 100% WHC 对 CO_2 和 CH_4 排放速率没有显著影响。淹水处理土壤 CO_2 和 CH_4 平均排放速率分别为 $12.7 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $5.14 \mu\text{g CH}_4\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 显著高于 60% WHC 和 100% WHC 处理。研究表明,半干旱地区砂壤土应注意田间水分管理,避免短期淹涝,以减少温室气体排放。

关键词:土壤水分;砂壤土; N_2O ; CO_2 ; CH_4

中图分类号:S154.1;X16 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)05-1124-09 doi:10.11654/jaes.2021-1377

Short-term effects of different soil moisture contents on greenhouse gas emissions from sandy loam soil in semi-arid regions

LI Ping^{1,2}, WEI Wei^{1,2}, LANG Man^{1,2*}

(1. Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2. School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: To explore the short-term effects of different soil moisture conditions on greenhouse gas emissions from the soil, an incubation experiment under 60% water holding capacity (WHC), 100% WHC, and flooding conditions was conducted at the laboratory to study the regularity of N_2O , CO_2 , and CH_4 emissions from sandy loam soil in the semi-arid region of Heilongjiang Province, China. The results showed that increasing the soil moisture content to 100% WHC had no significant effect on net nitrification rate but significantly promoted N_2O emission, as compared to the 60% WHC treatment. The average N_2O emission rate in the 100% WHC treatment ($0.109 \text{ mg N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) was 7.8 times that of 60% WHC treatment ($0.014 \text{ mg N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Flooding significantly inhibited nitrification, whereas the emission of N_2O was increased to a dramatically high level with an average N_2O emission rate of $0.419 \text{ mg N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, which was 29.9 and 3.8 times that of the 60% WHC and 100% WHC treatments, respectively. The average emission rates of CO_2 and CH_4 in the 60% WHC treatment were $9.92 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $2.99 \mu\text{g CH}_4\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively. Increasing soil moisture content to 100% WHC had no

收稿日期:2020-11-27 录用日期:2021-01-26

作者简介:李平(1982—),男,江西吉水人,博士,副教授,从事土壤氮循环及其生态环境效应、土壤环境化学与污染控制方面的研究。

E-mail: pli@nuist.edu.cn

*通信作者:郎漫 E-mail: mlang@nuist.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41301345, 41101284)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41301345, 41101284)

significant effect on emission rates of CO_2 , and CH_4 in sandy loam soil. The average emission rates of CO_2 and CH_4 in the flooding treatment were $12.7 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ and $5.14 \text{ }\mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively, which were significantly higher than the 60% WHC and 100% WHC treatments. The results indicate that attention should be paid to field water management for sandy loam soil in semi-arid regions, and short-term flooding should be avoided to reduce greenhouse gas emissions.

Keywords: soil moisture; sandy loam; N_2O ; CO_2 ; CH_4

CO_2 、 N_2O 和 CH_4 是 3 种重要的温室气体,在所有温室气体中 CO_2 的增温效应贡献为 60%,工业革命后大气中 CO_2 浓度持续递增,2018 年大气中 CO_2 浓度为 $407.8 \text{ }\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[1],预计到 2100 年将达到 $540\sim 970 \text{ }\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[2]。大气中 N_2O 和 CH_4 的浓度虽然没有 CO_2 高,但是其百年尺度上的增温效应分别是 CO_2 的 310 倍和 21 倍,对温室效应的贡献分别为 7.9% 和 14.3%^[3]。受人类活动影响,大气中 N_2O 和 CH_4 的浓度正在以每年约 0.3% 和 0.8% 的速度增长,2018 年大气中 N_2O 和 CH_4 浓度为 $331.1 \text{ nL}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $186.9 \text{ nL}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[1],预计到 2100 年将分别增加 $38\sim 44 \text{ nL}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $190\sim 197 \text{ nL}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[2]。土壤作为大气中温室气体的主要排放源,灌溉、施肥、耕作方式等都会通过影响土壤理化性质而对温室气体排放产生影响^[4-5],其中土壤水分含量是一个重要影响因素。

土壤排放的 N_2O 主要经由硝化和反硝化过程产生,不同水分含量下两个过程发生的强度及 N_2O 排放量有很大差异。土壤含水量通过影响土壤中氧气分压而影响土壤硝化过程产生的 N_2O 量,在一定水分含量范围内,硝化速率及 N_2O 排放量随水分含量的增加显著增加^[6];之后水分含量进一步增加,土壤氧压下降反而会降低硝化速率并增加 N_2O 占硝化氮的比例^[7]。Wrage 等^[8]指出,水分含量变化会使土壤功能微生物群体发生改变。水分含量增加导致的土壤氧气含量减少有助于硝化细菌反硝化过程的发生,从而排放大量 N_2O ^[9]。土壤水分含量对反硝化过程的影响存在一个临界值,大于这个临界值时,反硝化速率随水分含量的增加而显著增加。Davidson^[10]指出,60% 的孔隙含水量(WFPS)值是反硝化过程大量产生 N_2O 的临界值,WFPS 大于 60% 时,硝化速率逐渐减弱,反硝化速率逐渐增加并开始排放大量 N_2O ;进一步增加水分含量, N_2O 逐渐还原为 N_2 , N_2O 排放量也随之降低。

土壤中的微生物大部分为好气性微生物,微生物通过呼吸作用释放 CO_2 的量受土壤水分含量影响。有研究表明,厌氧条件下 CO_2 排放量是好氧条件下的 80%^[11]。这可能是因为厌氧条件下能进行呼吸的土壤微生物数量很少^[12],或者厌氧条件抑制了一些酶的

合成及化学反应,使得微生物可利用的碳源减少^[13]。但也有研究报道,厌氧条件下短期内土壤 CO_2 排放量比好氧条件下高约 50%,可能来源于某些不能被微生物利用的含碳化合物的分解释放^[14]。

CH_4 排放是土壤产生 CH_4 和 CH_4 氧化的综合结果^[15]。土壤水分含量不仅影响 CH_4 的生成,也影响 CH_4 的氧化消耗。 CH_4 的产生需要严格的厌氧条件,只有当土壤的氧化还原电位低于 -100 mV 时才有 CH_4 生成^[16]。研究指出,田间淹水 6~8 h 后氧气就被消耗殆尽^[17], CH_4 排放量随着土壤氧化还原电位的迅速下降急剧增加^[18]。因此,好氧条件不利于 CH_4 的产生,但是利于 CH_4 的氧化。土壤水分从两个方面影响 CH_4 的氧化,一是通过气体的扩散影响 CH_4 和氧向 CH_4 氧化菌的供应;二是影响 CH_4 氧化菌的活性。淹水减慢了气体传输速度,且抑制了 CH_4 氧化菌的活性,从而增加 CH_4 排放^[19]。但若土壤水分含量过低, CH_4 氧化菌的渗透压增加,活性降低,反而不利于 CH_4 的氧化^[20]。由此可见,水分含量变化对土壤温室气体排放的影响非常复杂,有必要针对不同类型土壤开展深入研究。

黑龙江省半干旱地区地广人稀,土地资源丰富,是我国重要的商品粮基地。区域内土壤类型多样,分布复杂,其中砂壤土是一种重要的农业耕作土壤^[21]。由于降雨偏少且分布不均匀,土壤风蚀状况严重,该地区的土壤肥力不断下降,生产力较低^[22],土壤水分状况成为限制当地农作物高产的主要因素。为了提高作物产量,农业生产中需进行灌溉和大量施用氮肥,这势必会对土壤温室气体排放造成影响。此外,虽然半干旱地区土壤的含水量通常较低,但短期强降雨仍有可能导致某些低洼地区的土壤出现短期浅层淹水状态。然而,目前有关东北半干旱地区砂壤土不同水分含量下温室气体排放规律的研究尚未见报道。因此,本研究以黑龙江省半干旱地区的砂壤土为对象,通过室内培养试验研究不同水分条件(60% WHC、100% WHC、淹水)下土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的排放规律,以期半干旱地区耕作土壤的温室气体减排和水分管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土样采集

供试土壤采自黑龙江省齐齐哈尔市泰来县。齐齐哈尔市位于黑龙江省西部,地处 $45^{\circ}53' \sim 48^{\circ}56' \text{N}$ 、 $122^{\circ}24' \sim 126^{\circ}41' \text{E}$,海拔高度在200~500 m。该地区属温带半干旱大陆性季风气候,四季特点明显,春季干旱多风,夏季炎热多雨,秋季短暂霜早,冬季干冷漫长。年平均气温 2.3°C ,年平均降水量454 mm,降雨多集中在6—9月,占全年降水量的85%以上。土壤类型以砂壤土为主。

采样地点常年种植玉米,年均施肥量约为 $120 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。于2019年秋季玉米收获后取样,采用S形多点采样法采集0~20 cm耕层土壤,将新鲜土样去除植物残体并混匀后过2 mm筛,于 4°C 下保存用于培养试验。另将一部分土壤风干后磨细过筛用于基本理化性质分析。土壤理化性质为:土壤pH值7.27,田间最大持水量(WHC)为39.3%,有机碳和全氮含量分别为 $14.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.13 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,碳氮比为12.9,水溶性有机碳和水溶性有机氮含量分别为 $154 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $16.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,铵态氮和硝态氮含量分别为 $1.78 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $9.68 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$,砂粒、粉粒和黏粒含量分别为80.5%、11.1%和8.4%。

1.2 土壤培养

试验设置3个水分处理:60% WHC(WFPS为50%)、100% WHC(WFPS为84%)和淹水。称取相当于30 g烘干土质量的新鲜土样于45个250 mL三角瓶中,用移液管向三角瓶中均匀加入 NH_4NO_3 溶液使得添加氮浓度为 $60 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$,在添加氮溶液的同时分别调节水分含量至设定含水量,淹水处理添加40 mL水(上覆水约5 mm)。将三角瓶用锡箔封口,并在锡箔上扎4~5个洞以利于通气,然后将三角瓶置于 25°C 恒温培养箱中黑暗培养7 d。培养期间蒸发损失的水分通过称重法用滴管添加以维持设定含水量。7 d培养期间每个水分处理每日随机选取3瓶土壤用于采集培养瓶上部空间气体以测定 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 浓度。取气时去除锡箔,用带取气孔的硅胶塞塞住瓶口并用704胶密封,将取气孔与真空泵相连,抽取真空2 min,然后通入室内空气至平衡气压状态,如此反复3次使得三角瓶内空气中 N_2O 浓度与室内空气相同,采集气体样品并以此时浓度为样品的初始浓度。采气时,用20 mL注射器反复抽取3次以混匀瓶内气体,然后抽取20 mL气体样品注入预先抽好真空的

18.5 mL取气瓶中。密闭4 h后再次采气。在第1、3、5、7 d气体采集后,向三角瓶中加入 $75 \text{ mL } 2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ KCl}$ 溶液振荡提取1 h,过滤后测定滤液中的 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 浓度。

1.3 测定项目与方法

土壤pH采用电位法测定(水土比为2.5:1);土壤最大持水量的测定参照文献中[23]的方法;土壤黏粒、粉粒和砂粒含量采用吸管法测定;土壤有机碳采用重铬酸钾外加热容量测定;土壤全氮采用开氏法测定;土壤水溶性有机碳和水溶性有机氮经去离子水浸提(液土比为5:1)过滤后用有机碳氮分析仪测定;土壤无机氮(NH_4^+-N 和 NO_3^--N)经 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ KCl}$ 溶液浸提(液土比为2.5:1)过滤后用流动分析仪测定; N_2O 、 CO_2 和 CH_4 浓度采用岛津气相色谱仪测定。

1.4 结果计算与统计分析

净硝化速率计算公式如下:

$$n = \frac{(\text{NO}_3^- - \text{N})_t - (\text{NO}_3^- - \text{N})_0}{t} \quad (1)$$

式中: n 为净硝化速率, $\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; t 为培养时间,d; NO_3^--N 为土壤硝态氮含量, $\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

N_2O 、 CO_2 和 CH_4 气体排放速率计算公式如下:

$$F = \rho \times \frac{dc}{dt} \times V \times \frac{273}{(273 + T)} \times W \quad (2)$$

式中: F 为气体排放速率, $\mu\text{g N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} / \text{mg CO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} / \mu\text{g CH}_4-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; ρ 为标准状态下 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 、 CO_2-C 和 CH_4-C 的密度, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; $\frac{dc}{dt}$ 为单位时间内培养瓶内气体浓度增加量, $\times 10^{-6} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\times 10^{-9} \cdot \text{h}^{-1}$; V 为培养瓶上部空间有效体积, m^3 ; T 为培养温度, $^{\circ}\text{C}$; W 为培养瓶内烘干土质量, kg 。气体累积排放量采用相邻两次取样的气体排放速率平均值与时间乘积后加权累积计算得出。

N_2O 排放比率计算公式如下:

$$R = \frac{F_{\text{N}_2\text{O}}}{n} \quad (3)$$

式中: R 为 N_2O 排放比率,%; $F_{\text{N}_2\text{O}}$ 为培养期间 N_2O 的平均排放速率, $\text{mg N}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; n 为培养期间土壤净硝化速率, $\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

全球增温潜势(Global warming potential, GWP)计算公式如下^[24]:

$$\text{GWP} = F_{\text{CO}_2} + F_{\text{CH}_4-\text{C}} \times \frac{16}{12} \times 28 + F_{\text{N}_2\text{O}-\text{N}} \times \frac{44}{28} \times 265 \quad (4)$$

式中:GWP为3种温室气体的全球增温潜势, $\text{mg CO}_2-\text{eq} \cdot \text{kg}^{-1}$; F_{CO_2} 为 CO_2 累积排放量, $\text{mg CO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$; $F_{\text{CH}_4-\text{C}}$

为 CH_4 累积排放量, $\text{mg CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$; $F_{\text{N}_2\text{O}-\text{N}}$ 为 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 累积排放量, $\text{mg N}_2\text{O}-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

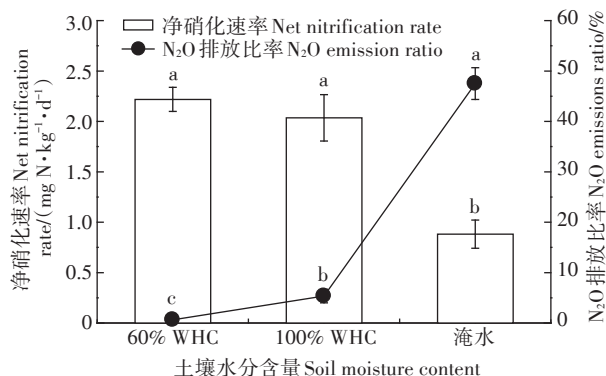
文中数据为3次重复的平均值,采用Origin软件作图,采用SPSS 13.0软件进行统计分析。净硝化速率、气体排放速率和累积排放量、 N_2O 排放比率、全球增温潜势用Duncan(SSR)方法分析不同水分处理在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平下的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 N_2O 排放速率和累积排放量

不同水分含量对土壤 N_2O 排放速率具有显著影响, N_2O 排放速率随水分含量的增加而显著增加(图1a)。3个水分条件下土壤 N_2O 排放速率的动态变化趋势相同,都表现为随着培养的进行先增加至峰值后再降低,60% WHC处理的排放速率峰值出现在培养后的第5 d,100% WHC和淹水处理的排放速率峰值出现在培养后的第3 d。整个培养期间60% WHC处理的 N_2O 平均排放速率为 $0.014 \text{ mg N}_2\text{O}-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,100% WHC和淹水处理的 N_2O 平均排放速率分别为 $0.109 \text{ mg N}_2\text{O}-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $0.419 \text{ mg N}_2\text{O}-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,是60% WHC处理的7.8倍和29.9倍($P<0.01$)。至培养结束,60% WHC、100% WHC和淹水处理的 N_2O 累积排放量分别为0.098、0.763、2.932 $\text{mg N}_2\text{O}-\text{N}\cdot\text{kg}^{-1}$,各处理间差异极显著($P<0.01$)(图1b)。

60% WHC和100% WHC条件下土壤净硝化速率分别为 $2.21 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $2.04 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,两者没有显著差异($P>0.05$),但均显著高于淹水条件下的净硝化速率($0.88 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)($P<0.05$)(图2)。 N_2O 排放比率随着水分含量的增加而显著增加,土壤水分含量为60% WHC时, N_2O 排放比例仅为0.64%,



图中不同小写字母表示各处理间差异显著($P<0.05$)。下同
Different lowercase letters indicate significant difference among the three treatments($P<0.05$). The same below

图2 不同水分含量下土壤的净硝化速率和 N_2O 排放比率

Figure 2 Net nitrification rate and N_2O emission ratio of soils under different moisture contents

水分含量增加至100% WHC和淹水时, N_2O 排放比率显著增加至5.35%和47.5%($P<0.01$)(图2)。

2.2 CO_2 排放速率和累积排放量

不同水分条件下土壤的 CO_2 排放速率均随培养的进行逐渐降低(图3a),说明土壤中易分解有效碳含量逐渐减少。土壤水分含量从60% WHC增加到100% WHC对 CO_2 排放速率没有显著影响($P>0.05$),整个培养期间60% WHC和100% WHC处理的 CO_2 平均排放速率分别为 $9.92 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $10.1 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。淹水促进了土壤中 CO_2 的排放,各取样时间淹水处理的 CO_2 排放速率均显著高于60% WHC和100% WHC处理($P<0.05$),整个培养期间淹水处理的 CO_2 平均排放速率为 $12.7 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。至培养结束,淹水处理的 CO_2 累积排放量达到 $89.0 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于60% WHC和100%

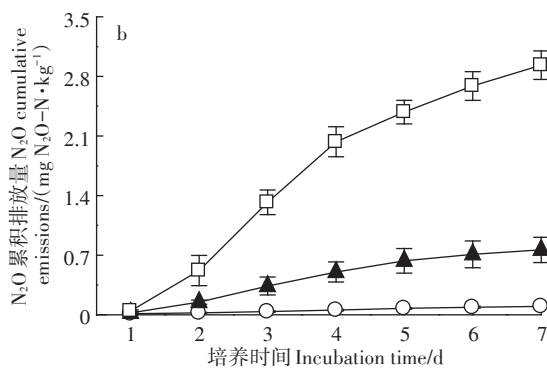
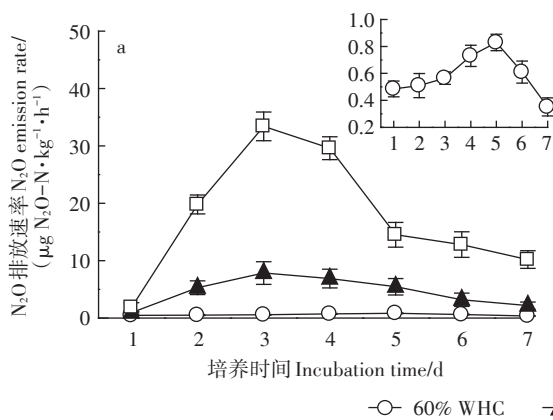


图1 不同水分含量下土壤的 N_2O 排放速率和累积排放量

Figure 1 N_2O emission rate and cumulative emissions from soils under different moisture contents

WHC处理 ($69.5 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $70.9 \text{ mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$) (图3b)。

2.3 CH_4 排放速率和累积排放量

不同水分条件下土壤的 CH_4 排放都表现为随着培养时间的推进先增加后降低,峰值出现在培养后的第5 d(图4a)。土壤水分从60% WHC增加到100% WHC对 CH_4 排放没有显著影响($P>0.05$),整个培养期间60% WHC和100% WHC处理的 CH_4 平均排放速率分别为 $2.99 \mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $2.53 \mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。淹水促进了土壤中 CH_4 的排放,各取样时间淹水处理的 CH_4 排放速率均显著高于60% WHC和100% WHC处理($P<0.05$),其平均排放速率达 $5.14 \mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。至培养结束,淹水处理的 CH_4 累积排放量达到 $36.0 \mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著高于60% WHC和100% WHC处理 ($20.9 \mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $17.7 \mu\text{g CH}_4\text{-C}\cdot\text{kg}^{-1}$) (图4b)。

2.4 全球增温潜势

不同水分条件下土壤的全球增温潜势(GWP)如

图5所示。60% WHC处理土壤GWP为 $296 \text{ mg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$,而土壤水分含量增加到100% WHC时,GWP增加到 $578 \text{ mg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$,是60% WHC处理的1.95倍($P<0.01$)。淹水处理的GWP远高于其余2个处理,达到 $1549 \text{ mg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别为60% WHC和100% WHC处理的5.23倍和2.68倍($P<0.01$)。

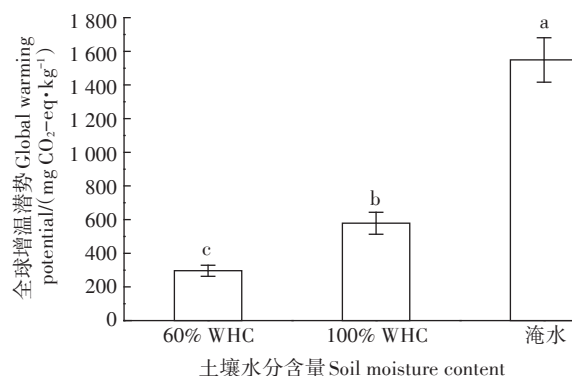


图5 不同水分含量下土壤的全球增温潜势

Figure 5 Global warming potential of soils under different moisture contents

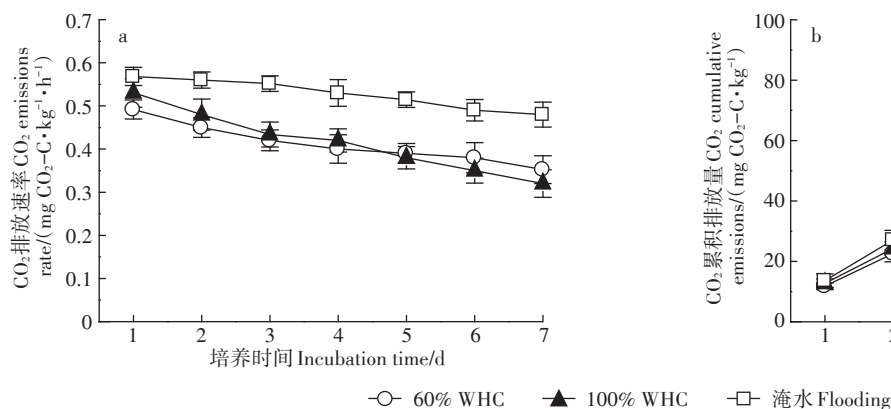


图3 不同水分含量下土壤的 CO_2 排放速率和累积排放量

Figure 3 CO_2 emission rate and cumulative emissions from soils under different moisture contents

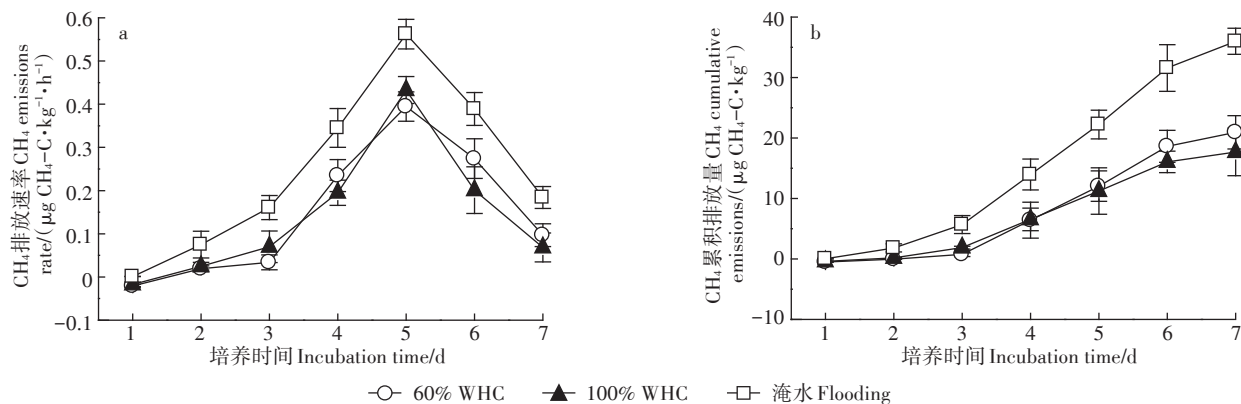


图4 不同水分含量下土壤的 CH_4 排放速率和累积排放量

Figure 4 CH_4 emission rate and cumulative emissions from soils under different moisture contents

3 讨论

3.1 N₂O 排放

硝化和反硝化作用是土壤排放 N₂O 的两个主要过程,硝化作用的发生需要好氧条件,反硝化作用的发生需要厌氧条件^[25]。本研究中土壤水分含量从 60% WHC 增加至 100% WHC 对净硝化速率没有显著影响,但显著促进了 N₂O 的排放,这与其他研究结果一致^[26-27]。研究指出,当土壤水分含量大于 60% WHC 时,硝化速率逐渐下降,反硝化作用开始发生,反硝化速率随着水分含量的增加而显著增加^[28]。本研究所用土壤为砂壤土,砂粒含量高、黏粒含量低、通气性能好,利于硝化作用的发生。因此,当土壤水分含量增加至 100% WHC 时也没有显著影响硝化速率,说明在 60%~100% WHC 范围内,水分含量不是影响硝化细菌活性的主要因素。但 100% WHC 条件下 N₂O 排放速率是 60% WHC 条件下的 7.8 倍,可能是因为厌氧微区内发生了反硝化作用,从而导致 N₂O 的大量排放。已有研究表明,硝化过程排放 N₂O 的比例在 0.02%~0.2%^[29-30]。本研究中 100% WHC 处理的土壤 N₂O 排放比例为 5.35%,超过了前人报道的 N₂O 排放比率范围,进一步证明培养过程中厌氧微区反硝化作用的发生。Cheng 等^[26]的研究发现,65% WHC 条件下草地和林地土壤硝化作用对 N₂O 排放量的贡献不到 40%,土壤水分含量增加到 100% WHC 时,硝化作用的贡献率更低,土壤排放的 N₂O 更多地来源于反硝化过程。本研究的淹水处理属于浅层淹水条件,培养瓶中的土层厚度约为 1 cm,水层厚度约为 5 mm。有研究指出,土壤浅层淹水可使表层土体(5~8 mm)和接近瓶壁的土体处于好气状态,溶解在表面水层中的氧气可以渗入到土壤孔隙中以满足硝化微生物对氧气的需求^[31]。因此,本研究培养期间淹水处理土壤仍有硝化作用发生(图 2),但硝化速率相比 60% WHC 条件下的好氧状态降低了 60%,说明淹水状态很大程度上抑制了硝化作用的进行。淹水处理的土壤 N₂O 排放速率是 60% WHC 处理的 30 倍,说明淹水状态降低了土壤的通透性,促进了反硝化作用的发生和 N₂O 的大量排放。但 Pihlatie 等^[32]研究发现,砂壤土由于其良好的通气性,在 100% WFPS 甚至淹水条件下土壤 N₂O 的排放仍然主要来自硝化过程。因此,基于砂壤土的特殊物理性状,有必要开展相关研究以明确土壤排放 N₂O 的具体机制。本研究中添加的氮溶液没有进行 ¹⁵N 标记,不能量化硝化和反硝化过

程对 N₂O 排放的贡献,后续还将针对不同水分含量下砂壤土 N₂O 的排放途径开展深入研究。

3.2 CO₂ 排放

在没有种植作物的实验室培养条件下,土壤中的 CO₂ 排放主要来自微生物呼吸^[33]。因此,土壤微生物呼吸强度可以用来表征土壤微生物活性的大小。土壤微生物活性与土壤水分含量密切相关,干燥条件不利于土壤微生物的存活^[34]。在一定水分含量范围内,微生物活性随着水分含量的增加而增加。蔡祖聪等^[35]认为,不同水分环境下的土壤,其微生物所需的最佳水分含量不同。本研究中土壤水分含量从 60% WHC 增加至 100% WHC 对土壤微生物呼吸没有产生显著影响,说明在 60%~100% WHC 水分范围内,水分不是影响砂壤土微生物活性的主要因素。Cheng 等^[26]也发现,土壤水分从 65% WHC 增加至 100% WHC 没有引起林地和草地土壤微生物呼吸释放 CO₂ 量的显著变化,这与本研究结果一致。土壤微生物呼吸对水分含量的响应也与土壤类型有关^[35],对砂粒含量高、通气性能好的砂壤土而言,当土壤水分含量为 100% WHC 时,虽然水分充足,但土壤仍然处于好氧状态^[32],并没有显著影响好气微生物的种类和数量。目前,有关淹水厌氧条件影响土壤微生物呼吸的不同研究结果间差异较大。有研究报道^[11],厌氧条件会抑制微生物活性,减少 CO₂ 排放,因为厌氧条件下能够进行呼吸的微生物种类很少,同时厌氧条件抑制了一些酶的合成和生物化学反应,使得微生物可利用的有效碳源减少。但 Koike 等^[36]观测到厌氧条件下短期内土壤仍会释放大量 CO₂,随后 CO₂ 排放量开始降低,且厌氧条件下 CO₂ 的排放量反而可能高于好氧条件下^[14]。本研究中淹水处理属于浅层淹水条件,大气中的氧气可以渗入土壤中,没有完全处于厌氧状态,此水分条件仍显著促进了 CO₂ 的排放,这可能与土壤有效碳数量的变化有关。淹水条件导致一些土壤微生物死亡,死亡微生物释放出来的溶解性有机碳为存活的微生物提供了大量有效碳,这种在能源上的巨大扰动显著促进了微生物的生长和繁殖^[37],从而促进了微生物呼吸量的显著增加。本研究结果与前人的研究结果一致^[14,36],但本研究的培养时间较短,有关淹水条件对微生物呼吸的长期影响还有待于进一步研究。

3.3 CH₄ 排放

土壤中 CH₄ 的排放是在厌氧条件下产甲烷菌以 CO₂ 无机物或者乙酸等有机物为底物的还原过程^[38],

土壤水分变化对 CH_4 排放具有重大影响^[39]。土壤中 CH_4 的排放是 CH_4 产生、氧化与传输的综合结果,水分含量的变化会同时影响 CH_4 产生和氧化过程^[15]。本研究中60% WHC水分处理为好气条件,不利于 CH_4 的产生,因为产 CH_4 菌是严格厌氧细菌,短时间暴露于空气即可死亡,但试验中仍然监测到了 CH_4 的微量排放,这可能是土壤颗粒间形成的厌氧微区所致。在添加氮溶液及调节水分过程中,不可能达到理论上的均匀一致,土壤颗粒间的部分孔隙可能被水分填满饱和形成了利于 CH_4 排放的微域厌氧环境^[40]。一些前人研究也曾报道好气条件下土壤 CH_4 的微量排放^[40-42],这与本研究结果一致。值得注意的是,虽然旱作土壤的好氧条件不利于 CH_4 的排放,但实际农业生产中,在玉米生长期间,短时间内的强降雨或不合理灌溉都可能导致旱作土壤内部的部分区域形成厌氧微区,进而导致 CH_4 的排放。与60% WHC处理相比,土壤水分含量增加到100% WHC时并没有显著促进 CH_4 的排放。如前所述,由于砂壤土特殊的质地结构,水分含量达到100% WHC时土壤仍然具有良好的通气性,因此在60%~100% WHC水分范围内,水分含量的变化可能对土壤氧化还原电位和气体传输扩散没有产生显著影响,进而使得产 CH_4 菌和 CH_4 氧化菌的活性与60% WHC条件下无异,但具体原因还需进行深入研究。相对于60% WHC和100% WHC处理,淹水处理显著促进了 CH_4 的排放,一方面,淹水条件降低了氧化还原电位,促进了产 CH_4 菌的生长和繁殖,同时淹水导致 CH_4 和氧气的运动速度减慢,使 CH_4 氧化菌的活性因氧气有效性降低而受到抑制,从而促进 CH_4 排放^[19,43];另一方面,淹水处理透气性较差,导致了一些好气微生物的死亡,死亡微生物释放出来的溶解性有机碳为产 CH_4 菌提供了营养基质和能量^[37],进而促进了 CH_4 的排放。此外,淹水抑制了硝化作用的进行(图2),铵态氮的大量存留抑制了 CH_4 的氧化,从而促进了 CH_4 的排放。有研究指出,长期使用铵态氮肥可导致 CH_4 氧化能力降低数倍至数十倍^[44]。因此,淹水条件下土壤 CH_4 排放速率的增加可能是水分和铵态氮综合作用的结果。

砂壤土是黑龙江省半干旱地区的重要耕作土壤,由于年降雨量偏少,土壤水分匮乏,灌溉是提高土壤水分含量的主要途径。然而,本研究结果表明土壤水分含量的增加促进了温室气体的排放,尤其是短期内浅层淹水会同时促进 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的大量排放,显著增加全球增温潜势。因此,农业生产

中,在进行田间灌溉时要注意控制灌溉水量,同时也要避免强降雨对低洼地区造成的短期淹涝。需要强调的是,本研究是在室内培养条件下进行的,与田间实际环境条件有一定差异。田间土壤温室气体排放可能受水分、温度、作物等多种因素的综合影响,本培养试验没有考虑作物的影响,试验结果仅适用于土壤层面。因此,今后还需开展田间原位监测试验以深入系统地研究水分对砂壤土温室气体排放的影响。

4 结论

(1) 土壤水分含量从60% WHC增加到100% WHC对砂壤土的净硝化速率没有显著影响,但显著促进了 N_2O 的排放。相比水分不饱和条件(60% WHC),淹水处理显著抑制了土壤硝化作用,但 N_2O 平均排放速率增加了29.9倍。

(2) 土壤水分含量从60% WHC增加到100% WHC对砂壤土的 CO_2 和 CH_4 排放速率没有显著影响,淹水处理则显著促进了土壤 CO_2 和 CH_4 的排放。

(3) 半干旱地区降雨较少,在通过灌溉调节田间水分含量或者遇到强降雨时应注意短期淹涝对土壤温室气体排放的显著影响。

参考文献:

- [1] World Meteorological Organization. WMO greenhouse gas bulletin (No. 15): The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2018[EB/OL]. (2019-11-25). https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21620#X4ER_Pk-pXAR.
- [2] IPCC. Atmospheric chemistry and greenhouse gases[C]//Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- [3] IPCC. Changes in atmospheric constituents and in radioactive forcing[EB/OL]. (2008-01-17) <http://www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>.
- [4] Kallenbach C, Rolston D E, Horwath W R. Cover cropping affects soil N_2O and CO_2 emissions differently depending on type of irrigation[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 137: 251-260.
- [5] Zhang J J, Li Y F, Chang S X, et al. Understory management and fertilization affected soil greenhouse gas emissions and labile organic carbon pools in a Chinese chestnut plantation[J]. *Forest Ecology and Management*, 2015, 337: 126-134.
- [6] 李良谟, 潘映华, 周秀如, 等. 太湖地区主要类型土壤的硝化作用及其影响因素[J]. *土壤*, 1987, 19(4): 289-293. LI Liang-mo, PAN Ying-hua, ZHOU Xiu-ru, et al. Nitrification of main types of soil in Taihu Lake area and its influencing factors[J]. *Soils*, 1987, 19(4): 289-293.

- [7] Khalil K, Mary B, Renault P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O_2 concentration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36:687-699.
- [8] Wrage N, Velthof G L, Beusichem M L, et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33:1723-1732.
- [9] Anderson I C, Poth M, Homstead J, et al. A comparison of NO and N_2O production by autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59:3525-3533.
- [10] Davidson E A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems[M]//Roger J E, Whitman W B. Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxide, and halo-methane. Washington American Society of Microbiology, 1991: 219-235.
- [11] Dendooven L, Anderson J M. Maintenance of denitrification in pasture soil following anaerobic events[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27:1251-1560.
- [12] Tiedje J M, Sextstone A J, Myrold D D, et al. Denitrification: Ecological niches, competition and survival[J]. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 1982, 48(6):545-553.
- [13] Bryan B A. Physiology and biochemistry of denitrification[M]//Delwiche C C. Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide. New York: Wiley, 1981: 67-84.
- [14] Ellis S, Howe M T, Goulding K W T, et al. Carbon and nitrogen dynamics in a grassland soil with varying pH: Effects of pH on the denitrification potential and dynamics of the reduction enzymes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30:359-367.
- [15] Schutz H, Seiler W, Conrad R. Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies[J]. *Biogeochemistry*, 1989, 7:33-53.
- [16] Kludze H K, DeLaune R D, Patrick W H. Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57:386-391.
- [17] Neue H U. Methane emission from rice fields[J]. *Bioscience*, 1993, 43:466-474.
- [18] Lindau C W, Bollich P K, Delaune R D, et al. Methane mitigation in flooded Louisiana rice fields[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993, 15(3):171-178.
- [19] 田光明, 何云峰, 李勇先. 水肥管理对稻田土壤甲烷和氧化亚氮排放的影响[J]. 土壤与环境, 2002, 11(3): 294-298. TIAN Guang-ming, HE Yun-feng, LI Yong-xian. Effect of water and fertilization management on emission of CH_4 and N_2O in paddy soil[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(3):294-298.
- [20] Nesbit S P, Breitenbeck G A. A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1992, 41:39-54.
- [21] 李取生, 李晓军, 李秀军. 松嫩平原西部典型农田需水规律研究[J]. 地理科学, 2004, 24(1): 109-114. LI Qu-sheng, LI Xiao-jun, LI Xiu-jun. Study on the crop water requirements in typical farmlands in western songnen plain[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2004, 24(1): 109-114.
- [22] 王孟雪, 张有利, 张玉先. 黑龙江风沙土区不同耕作措施对玉米地土壤水分及产量的影响[J]. 水土保持研究, 2011, 18(6): 245-251. WANG Meng-xue, ZHANG You-li, ZHANG Yu-xian. Effect of different tillage patterns on soil moisture and yield of corn in sandification area of Heilongjiang Province[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2011, 18(6): 245-251.
- [23] Fierer N, Schimel J P. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34:777-787.
- [24] IPCC. Summary for policymakers[C]//Climate change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [25] Lang M, Cai Z C, Mary B, et al. Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils[J]. *Plant and Soil*, 2010, 334(1/2):377-389.
- [26] Cheng Y, Cai Z C, Zhang J B, et al. Soil moisture effects on gross nitrification differ between adjacent grassland and forested soils in central Alberta, Canada[J]. *Plant and Soil*, 2012, 352(1/2):289-301.
- [27] Lan T, Han Y, Roelcke M, et al. Processes leading to N_2O and NO emissions from two different Chinese soils under different soil moisture contents[J]. *Plant and Soil*, 2013, 371(1/2):611-627.
- [28] Breuer L, Kiese R, Butterbach-Bahl K. Temperature and moisture effects on nitrification rates in tropical rain forest soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2002, 66:834-844.
- [29] Garrido F, Hénault C, Gaillard H, et al. N_2O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34:559-575.
- [30] Mathieu O, Hénault C, Lévêque J, et al. Quantifying the contribution of nitrification and denitrification to the nitrous oxide flux using ^{15}N tracers[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144:933-940.
- [31] Li H L, Han Y, Cai Z C. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu region of China under anaerobic conditions: Dynamics and model fitting[J]. *Geoderma*, 2003, 115(3/4): 161-175.
- [32] Pihlatie M, Syväsalto E, Sijojoki A, et al. Contribution of nitrification and denitrification to N_2O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 70(2): 135-141.
- [33] Zhang J J, Peng C H, Zhu Q, et al. Temperature sensitivity of soil carbon dioxide and nitrous oxide emissions in mountain forest and meadow ecosystems in China[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 142:340-350.
- [34] 王连峰, 蔡祖聪. 水分和温度对旱地红壤硝化活力和反硝化活力的影响[J]. 土壤, 2004, 36(5): 543-546, 560. WANG Lian-feng, CAI Zu-cong. Effects of temperature and water regime on nitrification and denitrification activity of upland red soils[J]. *Soils*, 2004, 36(5): 543-546, 560.
- [35] 蔡祖聪, Mosier A R. 土壤水分状况对 CH_4 氧化, N_2O 和 CO_2 排放的影响[J]. 土壤, 1999, 31(6): 289-294. CAI Zu-cong, Mosier A R. Effects of soil moisture on CH_4 oxidation, N_2O and CO_2 emissions[J].

- Soils*, 1999, 31(6):289-294.
- [36] Koike I, Hattori A. Energy yields and growth of a denitrifying bacterium *Pseudomonas denitrificans* under aerobic and denitrifying conditions[J]. *Journal of General Microbiology*, 1975, 88:1-10.
- [37] Borken W, Matzner E. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15:808-824.
- [38] Kammann C, Hepp S, Lenhart K, et al. Stimulation of methane consumption by endogenous CH₄ production in aerobic grassland soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(3):622-629.
- [39] Vourlitis G L, Oechel W C, Hastings S J, et al. The effect of soil moisture and thaw depth on CH₄ flux from wet coastal tundra ecosystems on the north slope of Alaska[J]. *Chemosphere*, 1993, 26:329-338.
- [40] 李平, 郎漫, 李森, 等. 不同施肥处理对东北黑土温室气体排放的短期影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(5):2360-2367. LI Ping, LANG Man, LI Miao, et al. Short-term effects of different fertilization treatments on greenhouse gas emissions from northeast black soil[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(5):2360-2367.
- [41] Hurkuck M, Althoff F, Jungkunst H F, et al. Release of methane from aerobic soil: An indication of a novel chemical natural process?[J]. *Chemosphere*, 2012, 86(6):684-689.
- [42] Jena J, Ray S, Srichandan H, et al. Role of microorganisms in emission of nitrous oxide and methane in pulse cultivated soil under laboratory incubation condition[J]. *Indian Journal of Microbiology*, 2013, 53(1):92-99.
- [43] 邓昭衡, 张雪雯, 高居娟, 等. 水分及凋落物对若尔盖泥炭土CH₄排放的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(4):108-112. DENG Zhao-heng, ZHANG Xue-wen, GAO Ju-juan, et al. Effects of soil moisture and litter on CH₄ emission from peat in Zoige wetlands[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(4):108-112.
- [44] Castro M S, Peterjohn W T, Melillo J M, et al. Effect of nitrogen fertilization on the fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ from soils in a Florida slash pine plantation[J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 1994, 24(1):9-13.