

■ 水土资源与环境 ■

文章编号: 1672-3317(2021)05-0124-08

模拟再生水、养殖废水灌溉对农田温室气体排放的影响

陶甄¹, 李中阳^{1,2}, 李松旌¹, 李宝贵¹, 李嗣艺¹, 高峰¹, 刘源^{1*}

(1. 中国农业科学院 农田灌溉研究所, 河南 新乡 453002;

2. 河南商丘农田生态系统国家野外科学观测研究站, 河南 商丘 476000)

摘要:【目的】探究不同水源灌溉对农田温室气体排放的影响,【方法】采用室内培养的方法研究再生水与养殖废水灌溉对土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放通量的影响(以地下水灌溉为对照),同时监测土壤 pH 值、土壤孔隙含水率(WFPS)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化,分析培养期间土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放特征及相关影响因子变化。【结果】与地下水相比,再生水与养殖废水灌溉均显著增加土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放($P<0.05$),再生水促进 N_2O 排放的效果更明显,养殖废水促进 CO_2 、 CH_4 排放的效果更明显;从全球增温潜势(GWP)来看,与地下水相比,再生水与养殖废水均显著增加 GWP,二者无显著差异;试验结束时,养殖废水处理土壤 pH 值低于地下水对照,而再生水处理高于地下水对照;再生水与养殖废水均显著增加了土壤中无机氮量。【结论】综合考虑 GWP 与土壤性质,在试验条件下,再生水、养殖废水应用于农业灌溉时一定程度上增加了环境温室效应与土壤无机氮量。

关键词: 灌溉; 再生水; 养殖废水; 温室气体; 土壤氮

中图分类号:X713

文献标志码:A

doi:10.13522/j.cnki.ggps.2021514

OSID:



陶甄, 李中阳, 李松旌, 等. 模拟再生水、养殖废水灌溉对农田温室气体排放的影响[J]. 灌溉排水学报, 2022, 41(5): 124-131.

TAO Zhen, LI Zhongyang, LI Songjing, et al. Greenhouse Gas Emissions from Soils are Affected by Irrigation Water Sources[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2022, 41(5): 124-131.

0 引言

【研究意义】近年来我国农业与经济进入高速发展阶段,水资源短缺、水污染等现象日益突出。我国水资源具有时空分布不平衡的特征,农业种植面积更广、用水需求更高的北方水资源储备量较为贫乏,水资源不足大大限制了北方农业的发展。传统农民灌溉大多使用地下水,但固有地下水资源已然不能满足日益增长的用水需求,可用于农业灌溉的地下水资源少之又少。科学利用非常规水资源进行农业灌溉被认为是缓解农业用水紧张的有效途径之一。乡村生活污水集中处理后的再生水和养殖场排放的废水是有回用潜力的两大类水源,且这些水源的合理利用是农村生态环境治理和绿色发展的要求。非常规水资源,通常包括再生水、微咸水、雨水和海水等^[1]。截至 2017 年底我国非常规水资源利用工程供水量达 165 万亿

m^3 左右,再生水所占比重最高^[2]。畜牧养殖业的快速发展产生了大量养殖废水,经过处理的养殖废水作为一种新的水资源,可进行资源再利用,但处理不当亦会对环境安全造成威胁。随着如何安全利用再生水与养殖废水这一问题的提出,团队前期已对比了这 2 种水灌溉对土壤基本性质及重金属量的影响^[3-4]。近些年来有关二者对环境影响的探究逐渐拓展至农田温室气体产生及排放方面。

温室气体是影响全球气候变化的主要因素。农业生产活动作为人类活动中的重要组成部分,其造成的温室气体排放量的动态变化对全球气候变化有着重要影响。【研究进展】IPCC(联合国政府间气候变化专门委员会)第五次评估指出,农业源温室气体占全球人为活动产生温室气体总量的 10%~12%^[5],在我国,农业源温室气体排放约占全国温室气体排放总量的 15%^[6]。再生水与养殖废水中含有较多的氮、磷等营养元素^[7-8],灌溉后可能会通过改变土壤性质从而对温室气体的产生与排放造成影响。王广帅^[9]在其研究中发现,与地下水灌溉处理相比,再生水灌溉处理的 CO_2 排放通量增加 14.78%, N_2O 排放通量增加 20.81%,土壤对 CH_4 吸收速率降低。陈永根等^[10]研究发现,试验初期,施用沼液与未施处理相比促进了土壤 N_2O 和 CH_4 排放。【切入点】但现有研究关于对

收稿日期: 2021-10-22

基金项目: 国家重点研发计划项目(2021YFD1700900); 国家自然科学基金项目(41701265); 河南省科技攻关计划项目(202102110215)

作者简介: 陶甄(1997-),女,硕士研究生。主要从事非常规水资源安全利用研究。E-mail: 965001746@qq.com

通信作者: 刘源(1988-),女,副研究员。主要从事非常规水资源安全利用研究。E-mail: liuyuanfiri88@163.com

比同一条件下二者灌溉在温室气体排放方面的差异性以及排放特点的较少,这使得我们无法客观地比较这 2 种水资源投入生产使用时在温室气体排放方面的优劣性。【拟解决的关键问题】故开展室内培养试验,通过监测不同水源灌溉下土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放通量以及土壤 pH 值、土壤孔隙含水率(WFPS)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 量的变化,分析再生水与养殖废水灌溉对土壤温室气体排放影响的差异性及原因,以期再生水与养殖废水的合理灌溉提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验用土取自中国农业科学院新乡综合试验基地(35°08'N, 113°45'E, 海拔 81 m),该地属于半干旱、半湿润的暖温带大陆性季风气候区。采用五点取

样法分别在耕层(0~20 cm)取土样混合均匀带回实验室,自然风干后过 2 mm 筛待用。所取土壤为碱性砂壤土,基本理化性质为: pH 值为 8.39,土壤体积质量为 1.51 g/cm^3 ,全氮、全磷、有机质量分别为 1.06、1.87、21.42 g/kg,铵态氮、硝态氮、速效钾、有效磷量分别为 2.18、3.15、4.07、19.43 mg/kg。

本试验选用的再生水(RW)为河南省新乡市骆驼湾生活污水处理厂二沉池出水,养殖废水(SW)为新乡市盛达牧业有限公司 I 级规模集约化养猪场厌氧发酵罐发酵后的沼液(COD 量为 $(1\ 077 \pm 44) \text{ mg/L}$),地下水(UW)为中国农业科学院新乡农业水土环境野外科学观测试验站的浅层地下水,使用前均使用 $0.22 \mu\text{m}$ 滤膜抽滤,其中养殖废水按 1:5 的比例稀释后备用。使用前的水质见表 1。

表 1 供试水源基本性质

处理	总氮量	总磷量	pH 值	铵态氮量	硝态氮量	有机碳量	K^+	有效磷量	电导率值/ $(\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1})$
地下水	2.20	0.80	8.26	1.04	0.90	74.90	2.90	0.06	1 570
再生水	15.80	0.78	8.29	7.23	6.68	27.10	10.70	0.08	1 115
养殖废水(稀释后)	23.90	13.20	8.08	12.28	10.44	5.60	33.20	4.84	250

1.2 试验设计

培养试验在中国农业科学院河南新乡农业水土环境野外科学观测实验站开展,2020 年 10 月 20 日开始,2020 年 12 月 14 日结束,共 56 d。称取相当于 200 g 干土质量的土壤于 1 000 mL 培养瓶中,使用地下水(UW)/再生水(RW)/养殖废水(SW)将土壤的含水率调节至田间持水率(21%)的 60%,肥料选用复合肥(N:P₂O₅:K₂O 为 15:15:15, N 源为尿素),施肥标准为 1 g/kg 干土,放于恒温(25℃)培养箱中培养。每个处理设置 3 个重复。前人研究表明培养前期尿素水解较快,铵态氮量大多在 0~5 d 时达到峰值^[11-12],而铵态氮的迅速累积会导致氨挥发流失^[13]。因本试验未种植作物,铵态氮无法被作物吸收利用更易在土壤中积累并转化为氨气逸失,故试验前 7 天模拟干旱(未补充水分)以降低前期尿素水解速率,使铵态氮峰值滞后。从第 8 天开始瓶口贴上封口膜并均匀扎破小孔以便气体流通,每 3 天补水 1 次(补水量由称质量法计算得到),使培养瓶内土壤含水率保持在田间持水率的 60%左右。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 温室气体的采集与测定

在培养后的第 1、4、10、14、21、28、42、56 天分别采集气体,每次的采样时间为 08:00—11:00,采样时用与培养瓶配套大小的带有三通阀的丁基胶塞密封,一头连接注射侧口针,一头连接 30 mL 聚丙烯医用注射器。每一个试验处理均于 0、10、20、30

min 分别采集气体 4 次,暂存于注射器内,带回实验室后打入 10 mL 真空采气管内,用气相色谱仪(岛津 2010plus)进行测定。测定条件为: ECD 检测器温度为 250℃,色谱柱温度为 50℃,载气为高纯氦甲烷,气流速为 40 mL/min。严格记录采样时间、环境温度。气体排放通量的计算式为:

$$F = V \times \frac{dc}{dt} \times \rho \times (273/273 + T) / W, \quad (1)$$

式中: F 为气体排放通量 ($\text{mg}/(\text{g h})$); V 为培养瓶上部空间体积 (L); dc/dt 为单位时间内培养瓶内气体的质量浓度变化率 (ppm/h); ρ 为气体在标态下的密度 (g/L); T 为抽气过程中瓶内平均温度 ($^{\circ}\text{C}$); W 为土样干质量 (g)。

培养期间温室气体累积排放通量通过线性内插法来估算^[14],累积排放通量计算式为:

$$TF = \sum (F_{i+1} + F_i) / 2 \times (T_{i+1} - T_i) \times 24, \quad (2)$$

式中: TF 为培养期间气体累积排放总量 (mg/g); F_{i+1} 为本次试验采集气体的平均排放通量 ($\text{mg}/(\text{g h})$); F_i 为上一次采集气体的平均排放通量 ($\text{mg}/(\text{g h})$); $(T_{i+1} - T_i)$ 为本次采集气体与上次采集气体的间隔时间 (d)。

由于 3 种气体对温室效应的贡献相差较大,故用 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 种温室气体的 CO_2 当量代数和来计算全球增温潜势 (GWP)。由前人研究可知百年时间尺度上单位质量 CH_4 、 N_2O 全球增温潜势分别是 CO_2 的 28、265 倍^[15]。全球增温潜势计算式为:

$$GWP=TF(\text{CO}_2)+TF(\text{N}_2\text{O})\times 265+TF(\text{CH}_4)\times 28, \quad (3)$$

式中: $TF(\text{CO}_2)$ 为 CO_2 累计排放通量 (mg/g); $TF(\text{N}_2\text{O})$ 为 N_2O 累计排放通量 (mg/g); $TF(\text{CH}_4)$ 为 CH_4 累计排放通量 (mg/g)。

1.3.2 土壤孔隙含水率的测定

每次采集气体后利用称质量法得出土壤质量含水率, 通过土壤质量含水率计算土壤孔隙含水率, 计算式为:

$$WFPS=VSWC/(1-BD/PD), \quad (4)$$

式中: $VSWC$ 为土壤体积含水率 (质量含水率 $\times BD$); BD 为土壤体积质量, 取值 $1.51 (\text{g/cm}^3)$; PD 为土壤密度, 取值 $2.65 (\text{g/cm}^3)$ 。

1.3.3 土壤 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 pH 值测定

铵态氮、硝态氮是硝化、反硝化反应的底物, 也是影响 pH 值变化的关键因素, 与几种温室气体排放密切相关。为尽量减少对土壤的扰动, 故相对采气次数减少了土壤取样次数。在培养试验开始后的第 4、7、14、25、42、56 天采集气体之后用玻璃棒将瓶内土壤搅拌均匀, 取一部分新鲜土样置于 4°C 冰箱保存。称取 2.50 g 新鲜土样添加 25 mL 物质的量浓度为 0.01 mol/L 氯化钙溶液, 置于振荡器上以 200 r/min 恒温震荡 30 min , 过滤后用流动分析仪测定滤液中 NH_4^+ 、 NO_3^- 量 (AutoAnalyzer 3, Bran Luebbe, Germany)。土壤 pH 值用电位法 (水土比为 $5:1$) 测定。

1.3.4 数据分析及处理方法

使用 Excel 2016 对试验数据进行统计和作图, 使用 SAS 软件对不同处理进行方差分析。

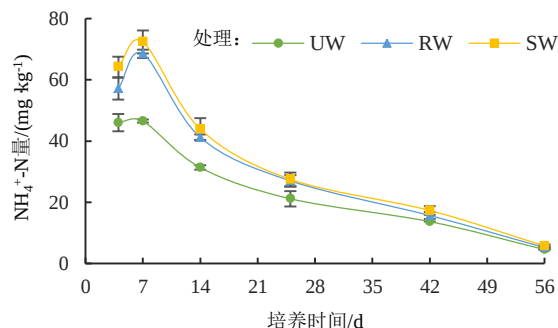
2 结果与分析

2.1 不同处理土壤 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 动态变化

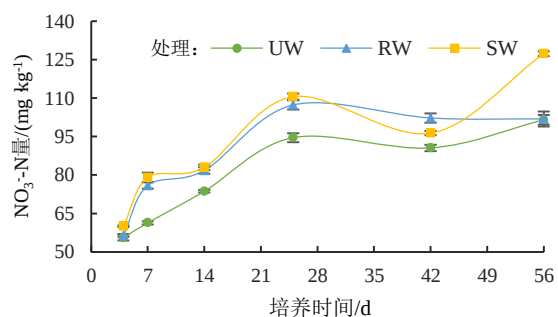
不同处理土壤 NH_4^+ -N 量随着培养时间的变化如图 1 (a) 所示。随着培养时间的增加, 3 种水源处理土壤 NH_4^+ -N 量均表现出先增加后减少的趋势。培养前期, 土壤中尿素快速水解产生大量 NH_4^+ -N, 各处理 NH_4^+ -N 量均在培养后第 7 天达到峰值, NH_4^+ -N 的大量累积促进了土壤中硝化反应的进行, 且尿素逐渐水解完全, 使得培养中后期土壤中 NH_4^+ -N 量逐渐减少。在尿素水解反应较剧烈的第 4~7 d, 与 UW 处理相比, RW、SW 处理显著增加了土壤中 NH_4^+ -N 量 ($P<0.05$), 且 SW 处理增幅更大。表明与地下水相比, 养殖废水灌溉对土壤 NH_4^+ -N 量增加效应更明显。但随着培养时间的延长, 不同处理土壤 NH_4^+ -N 量的差异逐渐变小直至消失。

随着培养时间的延长, 各处理土壤 NO_3^- -N 量总体上逐渐增加 (图 1 (b))。整个培养期内, UW 处理的 NO_3^- -N 量均低于 RW 处理和 SW 处理。在硝化、

反硝化反应速率较强的第 7~25 d 内, 与 UW 处理相比, RW、SW 处理显著增加了土壤中 NO_3^- -N 的量 ($P<0.05$), 且 SW 处理增幅更大。表明与地下水相比, 养殖废水灌溉对土壤 NO_3^- -N 量的增加效果更为明显, 在第 56 天培养结束时增加量达到最大。



(a) NH_4^+ -N 量变化规律



(b) NO_3^- -N 量变化规律

图 1 培养期间土壤中 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 量变化规律

Fig.1 Changes of NH_4^+ -N and NO_3^- -N content in soil during cultivation

2.2 土壤 WFPS 动态变化

培养期间不同处理土壤 WFPS 变化趋势如图 2 所示。整个培养期内, 各处理的 WFPS 均在灌水后有所增大, 变化范围为 $7.46\%\sim 41.95\%$ 。前 7 天由于干旱, 含水率下降较明显。每次在补水前称质量计算土壤含水率, 由于不同处理的水分蒸腾速率有差异, 故补水前各处理土壤含水率不一致。

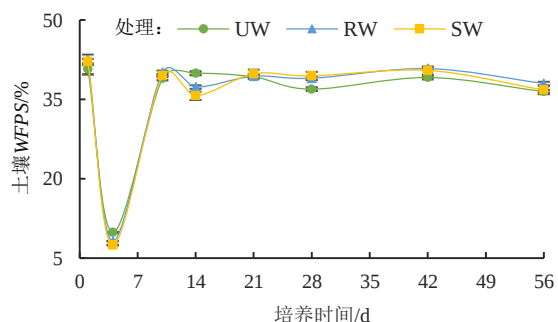


图 2 培养期间土壤 WFPS 变化规律

Fig.2 Variation of soil WFPS during cultivation

2.3 不同处理土壤 pH 值动态变化

培养期间不同处理土壤 pH 值变化规律如图 3 所示。培养前期硝化反应的发生使得土壤 pH 值逐渐降

低, 各处理均在培养后第 25 天达到最小值。由于本次试验所用水源均呈碱性, 随着灌水次数增加以及硝化速率变弱, 在第 25 天以后土壤 pH 值呈缓慢升高的趋势。培养结束时, 养殖废水处理土壤 pH 值低于地下水处理, 而再生水处理高于地下水处理。

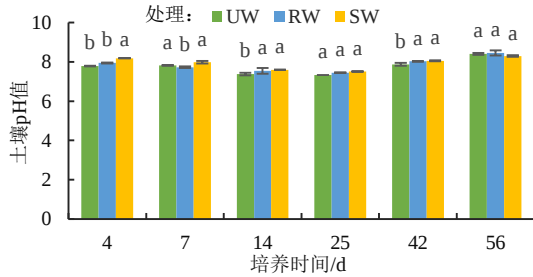


图3 培养期间土壤 pH 值变化规律

Fig.3 Variation of soil pH during cultivation

2.4 不同处理土壤温室气体排放通量变化规律

2.4.1 不同处理土壤 CO₂ 排放通量变化规律

培养期间各处理土壤 CO₂ 排放通量如图 4 所示。第 4~10 天内, 尿素水解、硝化、反硝化反应的进行提高了土壤中脲酶、硝化细菌、反硝化细菌的活性, 导致 3 个处理的 CO₂ 排放通量短时间内大幅度增加, RW、SW 处理的 CO₂ 排放通量在培养后第 10 天达到峰值。土壤 pH 值在 7.5~8.0 范围内时, 硝化细菌的活性与土壤 pH 值存在正相关关系^[16], 同时, pH 值的升高可增强产甲烷菌的活性^[17]。第 10~21 天内土壤 pH 值的降低影响了有关微生物的活性从而导致各处理 CO₂ 排放通量减少。培养后期土壤 pH 值逐渐升高, 相关微生物活性随之升高, CO₂ 排放通量增加。与 UW 处理相比, RW、SW 处理显著增加 CO₂ 累积排放通量, 增幅分别为 14.6%、16.9%, RW 处理与 SW 处理之间存在差异但未达到显著水平 (表 2)。表明与地下水相比, 养殖废水灌溉对 CO₂ 排放通量的增加效果更为明显。

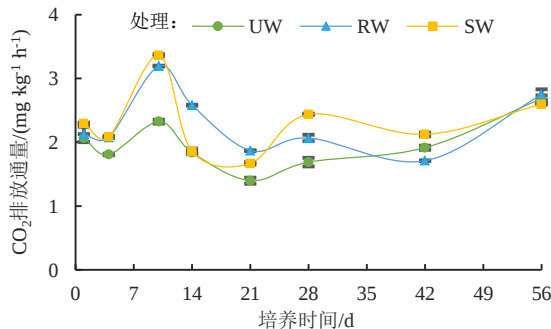


图4 培养期间土壤 CO₂ 排放通量变化规律

Fig.4 Changes of soil CO₂ emission flux during cultivation

2.4.2 不同处理土壤 N₂O 排放通量变化规律

培养期间各处理土壤 N₂O 排放通量如图 5 所示。第 4~10 天内, NH₄⁺-N 在土壤中大量累积从而加速硝化、反硝化反应的进行使得各处理 N₂O 排放通量显著增加。硝化反应的进行使得土壤 pH 值降低, 进一

步影响硝化、反硝化速率, 导致第 10~14 天内 N₂O 排放通量减少。同理, 第 14~28 天, 土壤 pH 值的升高增加了硝化、反硝化速率, 进而导致 N₂O 排放通量增加。之后土壤 pH 值继续升高, 碱性环境下, pH 值升高会使得反硝化反应的主产物由 N₂O 部分转变为 N₂^[18], 从而导致 N₂O 排放通量减少。与 UW 处理相比, RW、SW 处理 N₂O 累积排放通量显著增加, 增幅分别为 11.9%、10.8%, RW 处理与 SW 处理之间差异不明显 (表 2)。表明与地下水相比, 再生水灌溉对 N₂O 排放通量的增加效果更为明显。

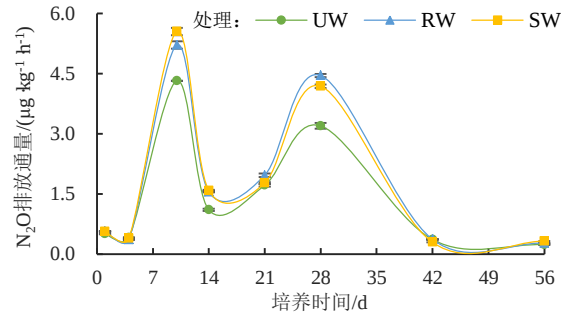


图5 培养期间土壤 N₂O 排放通量变化规律

Fig. 5 Changes of soil N₂O emission flux during cultivation

2.4.3 不同处理土壤 CH₄ 排放通量变化规律

培养期间各处理土壤 CH₄ 排放通量如图 6 所示。第 4~10 天内, 土壤中聚集大量 NH₄⁺-N, 而 NH₄⁺与 CH₄ 在甲烷氧化菌活性位点存在竞争效应, 导致此时间段内 CH₄ 排放通量增加。之后随着硝化反应的进行土壤中 NH₄⁺逐渐减少, 且土壤 pH 值逐渐降低, 影响了二者的竞争效应与土壤产甲烷菌活性, 使得 CH₄ 排放通量减少。第 21 天后, 土壤 pH 值逐渐升高, 产甲烷菌活性有所增强^[19], 使得 CH₄ 排放通量增加。而在培养后期, 可利用底物的减少限制了产甲烷菌的活性。整个培养期内 UW 处理的 CH₄ 排放通量均小于 RW、SW 处理, 与 UW 处理相比, RW、SW 处理显著增加了 CH₄ 累积排放通量, 增幅分别为 10.8%、13.9%, RW 处理与 SW 处理之间差异较不明显 (表 2)。表明与地下水相比, 养殖废水灌溉对 CH₄ 排放通量的增加效果更为明显。

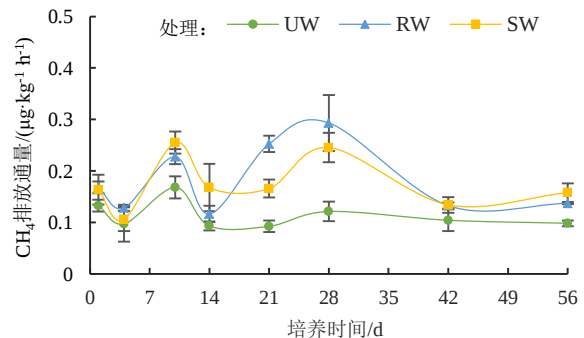


图6 培养期间土壤 CH₄ 排放通量变化规律

Fig. 6 Changes of soil CH₄ emission flux during cultivation

表2 CO₂、N₂O、CH₄ 累计排放通量和全球增温潜势Table 2 Cumulative emission flux of CO₂, N₂O, CH₄ and global warming potential

处理	CO ₂ 累积通量/(mg g ⁻¹)	N ₂ O 累积通量/(mg g ⁻¹)	CH ₄ 累积通量/(mg g ⁻¹)	全球增温潜势/(mg g ⁻¹)
UW	2 495.57±103.61 c	23.51±7.33 b	1.66±0.21 b	8 772.21±173.41 b
RW	2 859.71±211.44 b	26.32±8.64 a	1.84±0.31 a	9 886.03±202.18 a
SW	2 917.53±263.90 a	26.04±8.87 a	1.89±0.28 a	9 871.05±165.11 a

注 同一列内不同字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。

2.5 温室气体排放通量与土壤环境因子的相关性

本试验条件下, 土壤 CO₂、N₂O、CH₄ 排放通量与土壤 pH 值、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 之间的相关性如表 3 所示。地下水灌溉下 CO₂ 排放通量与土壤 pH 值之间存在显著正相关关系 ($P<0.01$)。再生水灌溉下 CO₂ 排放通量与土壤中 NO₃⁻-N 量存在显著正相关关系 ($P<0.05$), N₂O 与 CH₄ 排放通量均与土壤 pH 值之间存在显著负相关关系。养殖废水灌溉下 N₂O 与 CH₄、CO₂ 排放通量表现出显著正相关关系。3 种水源灌溉下 N₂O 排放通量与 CH₄ 排放通量之间均表现出显著正相关关系 ($P<0.05$)。

表3 温室气体排放通量与土壤环境因子之间的相关性

Table 3 Correlation between greenhouse gas emission fluxes and soil environmental factors

处理	指标	温室气体排放通量		
		CO ₂	N ₂ O	CH ₄
地下水	CO ₂	1		
	N ₂ O	-0.046	1	
	CH ₄	0.226	0.760*	1
	pH	0.816**	-0.432	-0.100
	NH ₄ ⁺ -N	-0.141	-0.260	0.278
	NO ₃ ⁻ -N	-0.208	0.205	0.134
再生水	CO ₂	1		
	N ₂ O	0.411	1	
	CH ₄	0.257	0.693*	1
	pH	0.043	-0.597*	-0.806**
	NH ₄ ⁺ -N	0.454	0.248	0.042
	NO ₃ ⁻ -N	0.332*	0.193	0.216
养殖废水	CO ₂	1		
	N ₂ O	0.688*	1	
	CH ₄	0.665*	0.858*	1
	pH	0.207	-0.509	-0.493
	NH ₄ ⁺ -N	0.209	0.297	0.035
	NO ₃ ⁻ -N	0.050	0.282	0.073

注 *表示在 $P<0.05$ 水平上显著相关; **表示在 $P<0.01$ 水平上显著相关。

3 讨论

3.1 模拟不同水源灌溉对 CO₂ 排放通量的影响

土壤的呼吸作用是土壤 CO₂ 产生的主要过程, 有机质量^[20]、pH 值^[21]、养分量、微生物数量与活性^[22] 等均会对呼吸作用强度造成影响。从累计排放通量来看, 本试验中, 与地下水相比, 再生水、养殖废水灌溉后 CO₂ 累计排放通量有所增加, 与前人研究结果一致^[9], 分析原因可能为再生水灌溉可以增加土壤中微生物量和酶活性^[9-23], 养殖废水灌溉使土壤中酶活性

提高^[24], 同时再生水和养殖废水灌溉均增加了土壤 NH₄⁺-N 的量, 可能会促进硝化和反硝化反应的进行, 进而提高土壤呼吸作用强度, 导致 CO₂ 排放量增加。另一方面可能是因为与地下水相比, 再生水灌溉提高了土壤 pH 值, 随着 pH 值的升高土壤呼吸强度增强^[25], 所以再生水灌溉对 CO₂ 排放表现出促进作用。从 RW、SW 处理的 CO₂ 排放通量变化规律来看, 第 10~21 天, RW 处理的 CO₂ 排放量高于 SW 处理, 此现象可能与土壤 WFPS 的升高有关^[26]。

3.2 模拟不同水源灌溉对 N₂O 排放通量的影响

尿素的快速水解导致 NH₄⁺-N 在土壤中大量积累, 促进土壤硝化反应的进行, 硝化反应产生的 NO₃⁻-N 进一步通过反硝化反应转化为 N₂O, 硝化、反硝化反应均会产生 N₂O^[27]。本试验发现, 与地下水灌溉相比, 再生水和养殖废水灌溉在 N₂O 排放方面均表现出促进作用, 与 Shang 等^[28]以及 Chi 等^[29]的研究结果一致。第一个原因可能与土壤中无机氮量有关, 再生水、养殖废水灌溉显著增加了土壤中 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 量, 李平^[30]研究发现, 再生水灌溉可提高变形菌门、放线菌门的相对丰度, 从而促进土壤中氮素矿化, 为硝化、反硝化作用提供更多反应底物。较高质量浓度的 NO₃⁻-N 会影响土壤将 N₂O 还原为 N₂ 的能力, 从而减少 N₂O 还原量^[31]。同时, 再生水、养殖废水中自身氮素量较高, 而氮素的额外输入会促进 N₂O 排放^[32]。第二个原因可能是再生水、养殖废水灌溉均提高了土壤 WFPS, 本研究中土壤 WFPS 的变化范围为 7.46%~41.95%, 在此范围内土壤处于有氧环境, 有利于硝化反应的进行, 随着 WFPS 的升高硝化反应速率增强^[33], 且土壤 WFPS 与 N₂O 排放通量之间存在正相关关系^[34], 从而影响 N₂O 排放。第三个原因可能是培养前中期再生水、养殖废水灌溉提高了土壤 pH 值, 培养前中期各处理土壤 pH 值范围为 7.5~8.0, 此范围为硝化细菌的最适 pH 值范围, 在此范围内硝化反应速率会随着土壤 pH 值的升高而加快^[16], 从而产生更多的 N₂O。培养后期土壤 pH 值超过最适宜范围, 随着 pH 值的升高, 逐渐表现为抑制 N₂O 排放^[35], 使得培养后期再生水、养殖废水灌溉对 N₂O 排放的促进效果不明显。但也有研究^[36]认为养殖废水灌溉对 N₂O 排放无显著影响, 分析原因为养殖废水灌溉下土壤 EC、有机质量没有发生显著变化, 对与 N₂O 产生

有关的微生物的活性影响不明显。不同研究的结论不同,可能与不同养殖废水中有机物和氮量不同以及土壤类型不同有关。从 RW 处理和 SW 处理的 N_2O 排放规律来看,培养前 14 天内 SW 处理的排放量更高,随后 RW 处理排放量更高,可能是因为培养前 14 天内 SW 处理的 pH 值更高,硝化反应速率更强,随后二处理 pH 值差距减小,而 RW 处理 WFPS 高于 SW 处理,导致中后期 RW 处理 N_2O 排放量更高。

3.3 模拟不同水源灌溉对 CH_4 排放通量的影响

本次培养试验中各处理 CH_4 排放通量普遍偏低,可能是因为本次试验所设定的含水率较低,未能形成较好的厌氧环境,而产甲烷菌在土壤厌氧程度较高^[37],含水率较高^[38]时活性更强。与地下水相比,再生水与养殖废水灌溉显著增加 CH_4 累计排放量。分析原因一方面可能为,与地下水相比,再生水和养殖废水灌溉下土壤 pH 值升高,而 pH 值升高会促进产甲烷菌的生长^[17],从而影响土壤中 CH_4 排放。另一方面,与地下水相比,再生水与养殖废水中含有较多的 NH_4^+-N ,灌溉后显著增加了土壤中 NH_4^+-N 量,促进硝化反应的进行,消耗大量氧气,导致局部土壤氧化还原电位降低,可能进一步影响 CH_4 的排放^[39]。从 RW 处理和 SW 处理的 CH_4 排放规律来看,第 7~14 天,SW 处理的排放量较高,可能是因为培养前期 SW 处理的 NH_4^+-N 量较高,而 NH_4^+ 与 CH_4 具有相似的分子结构,二者竞争甲烷氧化菌生化反应位点^[40],从而增加 CH_4 排放。随着时间的推移,SW 处理和 RW 处理的 NH_4^+-N 量的差距逐渐缩小,且 SW 处理的 CO_2 排放量较高,土壤中的碳一部分转变为 CO_2 散失,而土壤中碳量与 CH_4 排放密切相关^[41],导致第 21~42 天内 SW 处理的排放量低于 RW 处理。

3.4 模拟不同水源灌溉对温室效应的影响

本试验中,再生水、养殖废水显著增加 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放量,故与地下水灌溉相比,再生水、养殖废水灌溉显著增加 GWP。养殖废水促进 CO_2 、 CH_4 排放的效果更明显,再生水促进 N_2O 排放的效果更明显,由于 N_2O 温室效应最高,故从 GWP 来看,再生水对温室效应的增加效果更明显,但再生水与养殖废水之间差异不显著。根据本研究结果可知,将再生水、养殖废水用于农业灌溉时有增加温室效应的可能。今后仍需进一步探究其增加的机理及调控技术,进而减小二者用于灌溉时对大气环境的影响。本试验采用室内培养法模拟不同水源灌溉对土壤温室气体排放的影响,与实际大田情景有较大差距。在以后研究中将会通过田间试验继续探讨不同水源灌溉对土壤温室气体排放的影响。本试验使用的稀释后的养猪场废水氮量较低也是导致养殖废水与再生水 GWP 差异不明显的原因之一。其他类型的养殖废水如养牛废水、养

鸭废水、水产养殖废水等的组成可能会与养猪废水有差异,对土壤温室气体排放的影响有待进一步研究。本研究均使用抽滤过的水进行灌溉,未考虑水中固相部分对温室效应的贡献,可能会低估 GWP,在后续研究中会进一步研究非常规水不同组分对土壤温室气体排放的影响。

4 结 论

1) 再生水与养殖废水灌溉均增加土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 量,且养殖废水灌溉下效果更明显。

2) 再生水与养殖废水灌溉均显著促进土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放,二者之间无显著差异,且再生水对 N_2O 排放的促进效果更明显,养殖废水对 CO_2 和 CH_4 排放的促进效果更明显。

3) 再生水与养殖废水灌溉均显著增加 GWP,但 2 种水源无显著差异。

参考文献:

- [1] 胡雅琪, 吴文勇. 中国农业非常规水资源灌溉现状与发展策略[J]. 中国工程科学, 2018, 20(5): 69-76.
HU Yaqi, WU Wenyong. Review and development strategy of irrigation with unconventional water resources in China[J]. Strategic Study of CAE, 2018, 20(5): 69-76.
- [2] 中华人民共和国水利部. 2017 年全国水利发展统计公报[R]. 2017. Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. 2017 National Water Resources Development Statistical Bulletin[R]. 2017.
- [3] 李宝贵, 刘源, 陶甄, 等. 前期灌溉养殖废水和再生水对土壤吸附镉能力的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(6): 1 244-1 255.
LI Baogui, LIU Yuan, TAO Zhen, et al. Effects of irrigation using antecedent reclaimed water and livestock wastewater on the cadmium adsorption capacity of soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(6): 1 244-1 255.
- [4] 刘源, 崔二苹, 李中阳, 等. 再生水和养殖废水灌溉下土壤-植物系统养分和重金属迁移特征[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(2): 45-51.
LIU Yuan, CUI Erping, LI Zhongyang, et al. Differences of nutrient and heavy metals migration in soil-plant system irrigated by reclaimed water and livestock wastewater[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2018, 37(2): 45-51.
- [5] HOUGHTON J. Climate change 2013 - the physical science basis: Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- [6] WANG J, HUANG J, ROZELLE S. Climate Change and China's Agricultural Sector[R]. International Centre for Trade and Sustainable Development, 2010.
- [7] 迟雁冰, 任树梅, 杨培岭, 等. 再生水配以不同氮肥对冬小麦土壤温室气体排放的影响[J]. 中国农业大学学报, 2017, 22(1): 94-101.
CHI Yanbing, REN Shumei, YANG Peiling, et al. Effects of reclaimed water irrigation with different nitrogen fertilizers on gas emission in winter wheat field[J]. Journal of China Agricultural University, 2017, 22(1): 94-101.
- [8] 杨媛媛, 罗彬, 吴艳娟. 规模化畜禽养殖面源污染特征及影响因素分析[J]. 广州化工, 2012, 40(23): 107-111, 161.
YANG Yuanyuan, LUO Bin, WU Yanjuan. The analysis of area-source pollution characteristics and influencing factors for scale livestock and

- poultry farming[J]. Guangzhou Chemical Industry, 2012, 40(23): 107-111, 161.
- [9] 王广帅. 灌溉模式对华北平原冬小麦农田温室气体排放和土壤微生物群落的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2016.
- WANG Guangshuai. Effects of irrigation patterns on greenhouse gas emission and soil microbial community of winter wheat field in north China plain[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2016.
- [10] 陈永根, 彭永红, 宋哲岳, 等. 沼液施用对土壤温室气体排放的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2013, 30(1): 32-37.
- CHEN Yonggen, PENG Yonghong, SONG Zheyue, et al. Biogas slurry application with greenhouse gas emissions in agricultural soils[J]. Journal of Zhejiang A & F University, 2013, 30(1): 32-37.
- [11] 吴玉洁, 孙亚娇, 郭昕晔, 等. 麦秸和烟秆生物炭对氮肥硝化作用及 N_2O 和 NH_3 排放的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2019, 47(11): 60-66, 76.
- WU Yujie, SUN Yajiao, GUO Xinye, et al. Impact of wheat straw and tobacco straw biochar on nitrification of nitrogenous fertilizer and emission of N_2O and NH_3 [J]. Journal of Northwest A & F University (Natural Science Edition), 2019, 47(11): 60-66, 76.
- [12] 周新伟, 邱业先, 沈明星, 等. 茶多酚与尿素配合施用对水稻产量及土壤氮含量的影响[J]. 江苏农业科学, 2013, 41(12): 52-54.
- ZHOU Xinwei, QIU Yexian, SHEN Mingxing, et al. Effects of tea polyphenols and urea on rice yield and soil nitrogen content[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2013, 41(12): 52-54.
- [13] 王小彬, L D Bailey, C A Grallt, 等. 关于几种土壤脲酶抑制剂的作用条件[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(3): 211-218.
- WANG Xiaobin, L D Bailey, C A Grallt, et al. The acting conditions of some urease inhibitors in soils[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 1998, 4(3): 211-218.
- [14] 黄坚雄, 隋鹏, 高旺盛, 等. 华北平原玉米||大豆间作农田温室气体排放及系统净温室效应评价[J]. 中国农业大学学报, 2015, 20(4): 66-74.
- HUANG Jianxiong, SUI Peng, GAO Wangsheng, et al. Effect of maize-soybean intercropping on greenhouse gas emission and the assessment of net greenhouse gas balance in North China Plain[J]. Journal of China Agricultural University, 2015, 20(4): 66-74.
- [15] LIU Y C, WHITMAN W B. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic Archaea[J]. Annals of the New York Academy of Sciences, 2008, 1125: 171-189.
- [16] GOODROAD L L, KEENEY D R. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1984, 16(1): 39-43.
- [17] WEI Meng, MA Lan, HU Yuehang, et al. Comparison of methane production and archaeal community of two rice paddy soils with different pH under high temperature[J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(6): 1 667-1 674.
- [18] 曹文超, 郭景恒, 宋贺, 等. 设施菜田土壤 pH 和初始 C/NO_3^- 对反硝化产物比的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1 249-1 257.
- CAO Wenchao, GUO Jingheng, SONG He, et al. Effects of pH and initial labile C/NO_3^- ratio on denitrification in a solar greenhouse vegetable soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, 23(5): 1 249-1 257.
- [19] ZHANG A F, CUI L Q, PAN G X, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 139(4): 469-475.
- [20] 龚振平, 王雪松, 宋秋来, 等. 不同有机质量土壤 CO_2 排放季节变化规律及差异研究[J]. 东北农业大学学报, 2016, 47(3): 31-37.
- GONG Zhenping, WANG Xuesong, SONG Qiulai, et al. Study on seasonal variation of soil carbon dioxide emissions under different contents of soil organic matter[J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2016, 47(3): 31-37.
- [21] 孙丽惠, 李中强. 北方旱地农田主要温室气体排放研究进展[J]. 辽宁农业科学, 2020(2): 52-56.
- SUN Lihui, LI Zhongqiang. Progresses in the research on major greenhouse gas emissions in the northern dry farmland[J]. Liaoning Agricultural Sciences, 2020(2): 52-56.
- [22] 易志刚, 蚁伟民, 周国逸, 等. 鼎湖山三种主要植被类型土壤碳释放研究[J]. 生态学报, 2003, 23(8): 1 673-1 678.
- YI Zhigang, YI Weimin, ZHOU Guoyi, et al. Soil carbon effluxes of three major vegetation types in Dinghushan Biosphere Reserve[J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(8): 1 673-1 678.
- [23] 焦志华, 黄占斌, 李勇, 等. 再生水灌溉对土壤性能和土壤微生物的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(2): 319-323.
- JIAO Zhihua, HUANG Zhanbin, LI Yong, et al. The effect of reclaimed water irrigation on soil performance and the microorganism[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(2): 319-323.
- [24] 章明奎, 刘丽君, 黄超. 养殖污水灌溉对蔬菜地土壤质量和蔬菜品质的影响[J]. 水土保持学报, 2011, 25(1): 87-91.
- ZHANG Mingkui, LIU Lijun, HUANG Chao. Effects of long-term irrigation of livestock farm wastewater on soil quality and vegetable quality in vegetable soils[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011, 25(1): 87-91.
- [25] 何飞飞, 柴荣民, 梁运娜, 等. 生物炭对红壤菜田土壤理化性质和 N_2O 、 CO_2 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1 893-1 900.
- HE Feifei, RONG Xiangmin, LIANG Yunshan, et al. Effects of biochar on soil physicochemical properties and N_2O , CO_2 emissions from vegetable-planting red soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(9): 1 893-1 900.
- [26] 熊浩, 张保成, 李建柱, 等. 灌水量对冬小麦农田土壤 N_2O 与 CO_2 排放的影响[J]. 灌溉排水学报, 2020, 39(9): 41-50.
- XIONG Hao, ZHANG Baocheng, LI Jianzhu, et al. Effects of irrigation amount on emission of N_2O and CO_2 from winter wheat field[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(9): 41-50.
- [27] 蔡延江, 丁维新, 项剑. 土壤 N_2O 和 NO 产生机制研究进展[J]. 土壤, 2012, 44(5): 712-718.
- CAI Yanjiang, DING Weixin, XIANG Jian. Mechanisms of nitrous oxide and nitric oxide production in soils: A review[J]. Soils, 2012, 44(5): 712-718.
- [28] SHANG F Z, REN S M, YANG P L, et al. Effects of different irrigation water types, N fertilizer types, and soil moisture contents on N_2O emissions and N fertilizer transformations in soils[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2016, 227(7): 1-18.
- [29] CHI Y B, YANG P L, REN S M, et al. Finding the optimal fertilizer type and rate to balance yield and soil GHG emissions under reclaimed water irrigation[J]. Science of the Total Environment, 2020, 729: 138 954.
- [30] 李平. 再生水灌溉对设施土壤氮素转化及生境影响研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2018.
- LI Ping. Study on soil nitrogen cycle and habitat effect of reclaimed water irrigation under the protected environment[D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2018.
- [31] WU D M, DONG W X, OENEMA O, et al. N_2O consumption by low-nitrogen soil and its regulation by water and oxygen[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 60: 165-172.
- [32] 刘姝彤, 马忠明, 王智琦, 等. 施氮和土壤水热条件对休耕季农田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 灌溉排水学报, 2020, 39(7): 60-67.
- LIU Shutong, MA Zhongming, WANG Zhiqi, et al. Effects of nitrogen application and soil hydrothermal conditions on N_2O emission from farmland during fallow season[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(7): 60-67.

- [33] 王改玲, 陈德立, 李勇. 土壤温度、水分和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度对土壤硝化反应速度及 N_2O 排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(1): 1-6.
WANG Gailing, CHEN Deli, LI Yong. Effect of soil temperature, moisture and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration on nitrification and nitrification-induced N_2O emission[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(1): 1-6.
- [34] 陈津赛, 王广帅, 张莹莹, 等. 玉米大豆间作对农田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 灌溉排水学报, 2020, 39(9): 32-40.
CHEN Jinsai, WANG Guangshuai, ZHANG Yingying, et al. The effects of soybean-maize intercropping on N_2O emission from soil [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(9): 32-40.
- [35] YANAI Y, TOYOTA K, OKAZAKI M. Effects of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2007, 53(2): 181-188.
- [36] GONZALEZROSAS A, MIRANDAGOMEZ J. M, LOPEZVALDEZ F, et al. Greenhouse gas emissions from soil receiving wastewater, sludge or cow manure for biomass cultivation[C]//Biotechnology Summit, Mérida, Yucatán, Mexico, March, 2012.
- [37] 翟俊, 马宏璞, 陈忠礼, 等. 湿地甲烷厌氧氧化的重要性和机制综述[J]. 中国环境科学, 2017, 37(9): 3 506-3 514.
ZHAI Jun, MA Hongpu, CHEN Zhongli, et al. Review on the importance and mechanisms of anaerobic oxidation of methane in wetlands[J]. China Environmental Science, 2017, 37(9): 3 506-3 514.
- [38] 李新星. 黑河上游多年冻土区 CH_4 释放特征及其微生物机制研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2020.
LI Xinxing. Emissions of CH_4 and its microbial mechanism in the permafrost regions of the upper Heihe River Basin[D]. Lanzhou: Lanzhou Jiatong University, 2020.
- [39] 刘红江, 郭智, 张丽萍, 等. 有机-无机肥不同配比比例对稻季 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 生态环境学报, 2016, 25(5): 808-814.
LIU Hongjiang, GUO Zhi, ZHANG Liping, et al. Effects of different combined application ratio of organic-inorganic fertilization on CH_4 and N_2O emissions in paddy season[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(5): 808-814.
- [40] JAY, GULLEDGE, ALLEN, et al. Different NH_4^+ -inhibition patterns of soil CH_4 consumption: A result of distinct CH_4 -oxidizer populations across sites[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1997, 29(1):13-21.
- [41] MARTENS D A. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(3): 361-369.

Greenhouse Gas Emissions from Soils are Affected by Irrigation Water Sources

TAO Zhen¹, LI Zhongyang^{1,2}, LI Songjing¹, LI Baogui¹, LI Siyi¹, GAO Feng¹, LIU Yuan^{1*}

(1.Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China;

2. National Research and Observation Station of Shangqiu Agro-ecology System, Shangqiu 476000, China)

Abstract: 【Objective】Reducing greenhouse gas (GHG) emissions from soils play an important role in controlling the temperature rise not exceeding 1.5 °C by the end of the century. GHG emission is complicated, affected by various physical and biogeochemical processes. In this paper, we studied the impact of irrigation water sources on emissions of CO_2 , N_2O , and CH_4 from soils. 【Method】Incubation experiment was conducted indoors in microcosms. The microcosms were irrigated using reclaimed wastewater, livestock wastewater respectively, with irrigation with fresh groundwater taken as the control. During the experiment, we measured, concurrently, the emissions of CO_2 , N_2O and CH_4 , the changes in soil pH, water-filled porosity (*WFPS*), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$, as well as other edaphic factors. 【Result】Reclaimed water and livestock wastewater irrigations both significantly increased the emission of CO_2 , N_2O and CH_4 , compared to irrigation with groundwater ($P<0.05$). In particular, it was found that reclaimed water irrigation increased N_2O emission most, while livestock wastewater irrigation respired more CO_2 and CH_4 compared to other treatments. In terms of global warming potential (*GWP*), there was no significant difference in *GWP* between the reclaimed water irrigation and the livestock wastewater irrigation; however, compared to groundwater irrigation, they both significantly increased *GWP* ($P<0.05$). Compared to the control, the livestock wastewater irrigation reduced soil pH, while the reclaimed water irrigation increased soil pH, both at significant levels. Nitrogen in soil irrigated with groundwater was lower than that irrigated by the reclaimed and livestock wastewaters. 【Conclusion】In terms of *GWP* and change in soil properties, reclaimed wastewater and livestock wastewater irrigation increased GHG emissions and enhanced mineral nitrogen in soil.

Key words: irrigation; reclaimed water; livestock wastewater; greenhouse gas emission; soil nitrogen

责任编辑: 赵宇龙