**硕 士 学 位 论 文**

(全日制专业学位)

论文题目: 外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体排放及影响机制研究

专业学位类别: 农业硕士

专业学位领域: 资源利用与植物保护

研 究 方 向: 盐碱地改良与农业环境

论 文 编 号: 202113115

**目 录**

[摘 要 III](#_Toc68672474)

[ABSTRACT IV](#_Toc68672475)

[第1章 绪论 1](#_Toc68672476)

[1.1 农田温室气体研究进展 1](#_Toc68672477)

[1.1.1 外源有机碳施用对土壤温室气体的影响 2](#_Toc68672478)

[1.1.2 温度对土壤温室气体的影响 3](#_Toc68672479)

[1.1.3 含水量对土壤温室气体的影响 3](#_Toc68672480)

[1.1.4 盐分对土壤温室气体的影响 4](#_Toc68672481)

[1.1.5 pH对土壤温室气体的影响 5](#_Toc68672482)

[1.1.6 施肥对土壤温室气体的影响 5](#_Toc68672483)

[1.2 滩涂盐碱地土壤研究进展 6](#_Toc68672484)

[1.2.1 国内外滩涂盐碱地改良措施 8](#_Toc68672485)

[1.2.2 外源有机碳改良滩涂盐碱地土壤 9](#_Toc68672486)

[1.2.3 滩涂盐碱地温室气体排放的研究 11](#_Toc68672487)

[1.3 研究内容 12](#_Toc68672488)

[1.3.1 外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体的影响 12](#_Toc68672489)

[1.3.2 滩涂土壤理化性质（盐分、pH、含水量）对温室气体排放的影响 13](#_Toc68672490)

[1.3.3 滩涂土壤改良过程中温室气体排放对土壤理化性质变化的响应模型 13](#_Toc68672491)

[第2章 材料与方法 14](#_Toc68672492)

[2.1 研究区域概况 14](#_Toc68672493)

[2.2 供试材料 14](#_Toc68672494)

[2.3 试验设置 14](#_Toc68672495)

[2.4 样品分析 15](#_Toc68672496)

[2.4.1 土壤和植株样品分析 16](#_Toc68672497)

[2.4.2 气体样品分析 16](#_Toc68672498)

[2.5 数据计算与分析 16](#_Toc68672499)

[第3章 结果与分析 18](#_Toc68672500)

[3.1 外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体源汇特征影响 18](#_Toc68672501)

[3.1.1 对CH4气体排放的影响 18](#_Toc68672502)

[3.1.2 对CO2气体排放的影响 19](#_Toc68672503)

[3.1.3 对N2O气体排放的影响 19](#_Toc68672504)

[3.1.4 对滩涂土壤主要温室气体累积排放量的影响 20](#_Toc68672505)

[3.1.5 改良过程中滩涂土壤源汇特征分析 22](#_Toc68672506)

[3.2 滩涂盐碱地土壤重要理化性质对温室气体排放的影响 24](#_Toc68672507)

[3.2.1 土壤含水量对CH4、CO2、N2O气体排放的影响 24](#_Toc68672508)

[3.2.2 土壤盐分对CH4、CO2、N2O气体排放的影响 26](#_Toc68672509)

[3.2.3 土壤pH对CH4、CO2、N2O气体排放的影响 28](#_Toc68672510)

[3.3 滩涂土壤改良过程中温室气体排放对土壤性质变化的响应模型 31](#_Toc68672511)

[3.3.1 土壤温度和湿度 31](#_Toc68672512)

[3.3.2 土壤有机碳、pH、EC的变化特征 31](#_Toc68672513)

[3.3.3 响应模型 35](#_Toc68672514)

[第4章 讨论 38](#_Toc68672515)

[4.1 不同外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体排放的影响 38](#_Toc68672516)

[4.1.1 对CH4气体排放的影响 38](#_Toc68672517)

[4.1.2 对CO2气体排放的影响 39](#_Toc68672518)

[4.1.3 对N2O排放的影响 39](#_Toc68672519)

[4.2 滩涂盐碱地土壤重要理化性质对温室气体排放的影响 40](#_Toc68672520)

[4.2.1 温度对CH4、CO2和N2O排放的影响 40](#_Toc68672521)

[4.2.2 含水量对CH4、CO2和N2O排放的影响 41](#_Toc68672522)

[4.2.3 盐分对CH4、CO2和N2O排放的影响 42](#_Toc68672523)

[4.2.4 pH对CH4、CO2和N2O排放的影响 42](#_Toc68672524)

[第5章 结论 44](#_Toc68672525)

[参考文献 45](#_Toc68672526)

# 摘 要

中国耕地资源紧缺，江苏东部沿海滩涂是重要的后备耕地资源之一。但滩涂土壤并非农用耕地，属于特殊原始土壤，最显著特征就是盐分含量高、氮磷等养分含量极低。以外源有机碳添加为主导的“土壤改良”，是滩涂快速培肥的关键环节。然而，外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤主要温室气体的排放作用如何，尚不清楚。本研究以外源有机碳添加改良的滩涂盐碱地为研究对象，开展了施用不同用量（0、25、50、100、200 t ha-1）外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂盐碱地土壤主要温室气体排放的作用研究，探讨了滩涂土壤主要性质（盐分、pH、含水量）对温室气体排放的影响。结果表明：

（1）随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，滩涂土壤有机碳含量逐渐上升，土壤pH、EC均逐渐下降，CH4、CO2和N2O气体的排放均逐渐上升。施用蚯蚓粪处理的CH4和CO2排放均高于施用生活污泥的相应处理；而施用生活污泥处理的N2O排放则高于施用蚯蚓粪的相应处理。试验条件下，外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）增加了土壤固C量，同时有利于植株光合固C。

（2）滩涂土壤CH4排放量随土壤含水量的增加而上升，淹水条件促进CH4排放；CO2和N2O排放量则随土壤含水量的上升呈先上升后降低趋势，当含水量达饱和含水量的80%时，CO2和N2O排放量最高。随土壤盐分浓度的上升，CH4与CO2的排放逐渐降低；当盐分浓度低于4‰时，N2O的排放量随土壤盐浓度的上升而上升，当盐分浓度高于4‰时，N2O的排放量随土壤盐浓度的上升而下降。滩涂土壤pH对土壤温室气体排放影响较大，当pH在7.5~8.5之间时，CH4、CO2、N2O排放量均呈上升趋势，当pH在8.5~9.5之间时，CH4、CO2、N2O排放量均呈下降趋势。

（3）外源有机碳改良滩涂土壤过程中，土壤CH4排放通量与土壤温度呈显著正相关关系（*p*<0.05），与土壤pH、有机碳含量呈显著负相关关系（*p*<0.05）；土壤CO2排放通量与土壤温度呈极显著正相关关系（*p*<0.01），与土壤pH呈显著负相关关系（*p*<0.05）；土壤N2O排放通量与土壤温度呈显著正相关关系（*p*<0.05）。

**关键词：**滩涂盐碱地；外源有机碳；土壤改良；温室气体

# ABSTRACT

China has long faced with land shortage due to the large population size. The tidal mudflats grown along the coastal areas can be reclaimed as potential agricultural land. However, the newly reclaimed tidal mudflats are generally characterized with poor physical structure, high pH, high salt content and low fertility (especially N and P supply), and can not be directly used as farmland for crop production. On the basis of salt reduction by engineering approaches, input of exogenous organic carbon is the leading strategy for the remediation and rapid fertility development of mudflat soil. On the other hand, global greenhouse gas emission reduction has always been the focus of environmental protection, and farmland is the main source of greenhouse gas emission. However, information on greenhouse gas emission in the mudflat soil remediated with massive input of exogenous organic carbon has been in scares yet. In this study, exogenous organic carbon (sewage sludge and sludge-based vermicompost, with the rates of 0, 25, 50, 100, 200 t ha- 1, respectively) was used to study the major greenhouse gas emission characteristics of improved mudflat soil. The effects of soil physicochemical properties including water, salt content and pH) on greenhouse gas emissions were also studied by incubation experiment under the condition of equal carbon input with field experiment. Then, the correlation between emission fluxes of the greenhouse gases and environmental factors affecting the soil carbon budget was analyzed and discussed. The results showed that:

(1) In the field experiment, the soil CH4, CO2 and N2O emissions were significantly enhanced by the application of exogenous organic carbon (sewage sludge and vermicompost), compared with the non-fertilization treatment, and emissions of three gases increased with the increase of applied organic carbon rate. Under the same application rate, the CH4 and CO2 emissions in treatments of sludge-based vermicompost were all higher than those in sewage sludge treatments, while the N2O emissions showed the opposite trend. The soil C emission of the exogenous organic carbon (sewage sludge and vermicompost) treatments (25, 50, 100, 200 t ha-1) was less than the amount of C fixed by soil and plant, and the net emission was below 0. The mudflat soil under each treatment in this study showed the characteristic of "net carbon sink".

(2) Laboratory incubation experiment indicated that CH4 emission increased with the increase of soil water content, while the emission of CO2 and N2O increased first and then decreased with the increase of soil moisture content and reached their peak values when the moisture content was 80%. With the increase of soil salt concentration, CH4 and CO2 emissions gradually decreased. CH4 and CO2 emissions at 2‰ salt concentration were 1.89 and 2.37 times of those at 13‰ salt concentration, respectively. When the salt concentration was lower than 4‰, the emission of N2O increased with the increase of the soil salt concentration, and when the salt concentration was higher than 4‰, the emission of N2O decreased with the increase of the soil salt concentration. The emissions of greenhouse gases in mudflat soil were affected by soil pH. The emissions of CH4, CO2 and N2O showed an upward trend when the pH of tidal flat soil was between 7.5 and 8.5, while the emissions of CH4, CO2 and N2O showed a downward trend when the pH was between 8.5 and 9.5.

(3) In the field experiment, CH4 emission flux showed a significant positive correlation with soil temperature(*p<0.05*), and a significant negative correlation with soil pH and organic carbon content (*P<0.05*); The CO2 flux was significantly positively correlated with soil temperature(*p<0.01*), and negatively correlated with soil pH (*P<0.05*); N2O emission flux was positively correlated with soil temperature (*P<0.05*).

**Key words:** mudflat soil; exogenous organic carbon; soil amendment; greenhouse gas

# 第1章 绪论

## 1.1 农田温室气体研究进展

伴随着人口的快速增长和经济的迅速发展，气候变暖正成为人类面临的重要环境问题。气候变暖主要是由于CO2、CH4以及N2O等气体的不断累积，其中CO2对全球气候增温变化的贡献率达到60%，CH4为15%，N2O为5%。N2O的増温效应是CO2的190~270倍，是CH4的4~21倍[1-4]。

21世纪以来，我国的经济迈向了一个新的高度，相对的导致温室气体（CO2、CH4、N2O）的排放量逐年上升。1990至2004年间全球的主要温室气体排放量增加了24%，近百年来，全球的平均气温升高了0.74 ℃。我国的地表温度变化明显，最近50年的全国年平均地表温度增加1.1 ℃，平均每10年的增加速率为0.22 ℃，而我国北方地区的增温趋势要比其他地区更为显著[5]。2011年，中国的碳排放总量已近占全球的三分之一[6]。此前，温家宝总理向国际社会庄严承诺，到2020年，温室气体中CO2排放量将比2005年下降40%~50%[7]，这表明中国政府在减排方面面临着巨大的挑战[8]。

农田土壤是全球气体排放源和汇之一[9]，每年向大气排放5%~20%的CO2、15%~30%的CH4、80%~90%的N2O[10-12]。相关研究表明，1999~2011年我国稻田温室气体CH4排放量减少了3.32%，而N2O、CO2则分别增加了29.28%、100.02%[13, 14]。

CH4气体的排放来源不仅有湿地，还有人为影响等[15]。研究[16]认为，旱地土壤是CH4的“汇”，湿地土壤是CH4的“源”，农田作为第二大“源”，排放了30.82 Tg C yr-1。

土壤与大气之间的C循环不止，且土壤可作为C储量最大的库[17]，浅层和中层土体碳储量均大于植被及大气的碳储量 [18]。近60年间，土地利用CO2量约是人为活动产生CO2量的三分之一。土壤、气体的碳循环的微小改变会造成大气中CO2浓度发生明显变化[19]，已有数据表明，农田土壤的CO2排放量占人类活动CO2排放的近10%[20]，因此提升土壤碳固存能力对改善温室效应、优化土壤结构和实现作物增产具有重要意义。

农田N2O排放量日益增加，其占人为N2O排放量的比例已超一半，若政府不采取相应的农业政策，预计农田N2O气体排放总量在2030年会比在2005年提高约1/3~3/5[21]。张强等[22] 试验表明，N2O排放量达到288.4 Gg N yr-1（1 Gg=109 g），化学氮肥、有机物料、作物秸秆及有机土本身对农田N2O气体排放的作用率分别是77%、16%、6%和1%。研究发现，中国旱田面积占总耕地面积的60%，旱地土壤是N2O的“源” [23]。

温室气体的过量排放是世界生态环境恶化的主要原因之一，鉴于农业生产所造成的碳排放占温室气体总额显著比例呈逐年上升的趋势，因此，农业温室气体减排问题亟待解决。

### 1.1.1 外源有机碳施用对土壤温室气体的影响

外源有机碳在改良农田土壤理化性状及其肥力的同时，对土壤温室气体（主要为CH4、CO2和N2O）排放也有一定的影响。土壤有机碳量的增加会促进微生物活动，因此能够增加CO2排放量[24]。梁旺国[25]研究发现，作物秸秆不仅对土壤有机碳分解过程作用显著,还对土壤N2O等气体的排放也具有明显效果。作物秸秆的投入量与CH4和CO2的排放量呈显著正相关关系，与N2O的排放量呈显著负相关关系[26]。李飞跃[8]研究发现，土壤CH4和CO2的排放量随生物质炭量的增加而增加。然而，生物质炭能够明显抑制土壤N2O的排放，并且随着生物质炭的添加量增加而增加。稻草秸秆生物质炭与5种土壤（红壤、黄绵土、黑土、稻田土及潮土）的CO2、N2O气体排放均呈显著负相关关系，与CH4气体排放呈显著正相关关系。稻草秸秆生物质炭能对土壤C产生弱排强固作用，明显降低了全球增温潜势（GWP），能够减缓气候变暖问题。蒋越和杨雨浛[27, 28]研究表明，污泥堆肥的投入能明显促进土壤N2O和CO2的排放，但CH4表现相反；生物质炭污泥堆肥施用量与CH4吸收量呈正相关性；污泥施肥量与CO2、N2O排放量均呈正相关性。

### 1.1.2 温度对土壤温室气体的影响

甲烷气体受甲烷氧化菌的活性、土壤有机碳含量等影响其排放，而温度在其中发挥着重要作用[29-31]。稻田CH4气体排放量随土壤温度的升高而增加[32]，通过对不同性质土壤和各地区气候特点的研究发现，CH4气体产生的最适温度在25~40 ℃[33]。好氧条件下，甲烷氧化的最适温度为25~35 ℃[34, 35]。甲烷氧化菌的数量随土温升高而降低，进一步导致CH4被氧化能力减弱[36]。但是，鲜有研究能表明气温持续升温对甲烷排放和甲烷氧化菌活性起的影响[37]。

土壤温度可通过影响微生物的呼吸作用调节CO2排放通量，土壤温度在0~35 ℃范围内，土壤微生物活性与土壤温度呈正相关，土壤温度升高微生物的活性增强，土壤CO2的排放量也随之增加；当土壤温度>45 ℃时, 微生物活性明显降低，CO2的排放量随温度的升高而减少[38]。温度还能通过影响底物与O2运输过程从而间接影响土壤呼吸，土壤排放通量具有明显的季节变化特征，即夏高冬低[39]。

N2O排放较为复杂，它是由多种因素交互作用的结果[40]。相关研究[41]表明，在适宜的温度范围内，硝化作用随温度的升高而增强。当温度在15~35 ℃范围内时，亚硝酸细菌和硝酸细菌活动旺盛，促进硝化作用，温度小于5 ℃及大于40 ℃则会不利于微生物的活动，硝化作用减弱，反硝化微生物适宜的温度在30~67 ℃范围内。在一定土壤含水量条件下，N2O气体排放通量随温度的升高具有显著增加趋势[42]。农田是旱地性质时，土壤温度对N2O排放作用显著，其是影响N2O季节排放变化的关键因子，同时土壤温度也是N2O排放日变化的最主要控制因素[43]。

### 1.1.3 含水量对土壤温室气体的影响

土壤作为CH4的源或汇，与土壤的空气或水分条件有关。水分高的自然湿地是CH4的“源”，水分低的农田是CH4的“汇” [44]。土壤含水量较低时，有利于促进甲烷氧化菌的氧化能力，利于CH4在土壤孔隙中的扩散，。土壤含水量较高甚至淹水状态时，无氧环境增强，促进产甲烷菌产生甲烷气体[45, 46]。土壤甲烷吸收速率随土壤含水量的上升呈先升后降趋势[47]，当土壤含水量在20~50%范围时，CH4吸收速率随土壤含水量的上升而上升，当土壤含水量大于50%时，CH4吸收速率随土壤含水量上升而下降。

在一定土壤湿度条件下，土壤CO2排放随土壤湿度的增加而增强，当土壤湿度大于60%时，土壤CO2排放随土壤湿度的增加而减弱[48]。前人通过室内培养研究表明，适宜的土壤含水量会引起高的土壤CO2排放，大田试验研究中，当土壤湿度过低或者过高时则抑制土壤CO2排放[49]。土壤含水量对土壤呼吸具有直接和间接作用，其可直接影响土壤微生物的生理活动，间接影响O2的扩散过程 [39]。研究表明，农田土壤含水量较低时不利于土壤微生物的生理活动，而土壤水分过高则会加强厌氧条件，不利于O2的扩散，从而抑制土壤CO2的排放[50]。

土壤湿度直接影响土壤有机质的矿化作用，从而间接影响N2O的排放量。土壤湿度情况不仅对土壤N2O的排放产生影响，同时也影响着水田N2O向大气的传输[51]。土壤湿度低有利于进行硝化作用，土壤湿度高有利于进行反硝化作用[52]，当土壤湿度既能促进硝化作用又能促进反硝化作用时，N2O生成与排放最多。当土壤含水量为45%~75%时，硝化与反硝化作用都可能进行，因此N2O的产生可能来源于两个过程[53]，当土壤含水量大于60%时，反硝化作用与土壤含水量呈显著的线性相关[54]。Sehy等[55]研究发现不考虑土壤硝酸盐和温度变量时，N2O排放通量与土壤含水量呈显著相关关系，土壤含水量为60%时，N2O排放量最大，而Ruser等[56]研究发现当土壤含水量为70%时，反硝化作用增强，从而N2O的排放量达到最大值。

### 1.1.4 盐分对土壤温室气体的影响

研究表明，CO2、CH4和N2O三种温室气体年均排放通量和累积排放总量与土壤电导率值均呈负相关。土壤pH值偏高、含盐量偏大等会引起田间三种温室气体（CO2、CH4、N2O）排放平均通量和总排放量均明显偏大[57]。孙星[58]试验发现，盐碱土、重度盐碱土和轻度盐碱土的N2O的排放量为依次递减趋势。王顺科[59]研究表明，土壤盐分与艾比湖CH4和CO2排放量呈负相关关系，造成艾比湖排放量低的主要原因是土壤盐分含量高。土壤酸碱环境的改变对温室气体（N2O、CO2、CH4）的排放量起着明显的促进作用。酸性添加物的浓度越高，相比碱性处理N2O的排放量越高。而碱性物质的添加处理对CO2、CH4的排放量的促进作用明显高于酸性处理[60]。

### 1.1.5 pH对土壤温室气体的影响

土壤pH值在中性时，CH4气体排放量最高，因为甲烷微生物在土壤pH值为6.5~7.5或轻微碱化的土壤上更为活跃[61]，土壤pH的微小变化会明显影响CH4气体的排放。在pH>8.8或<5.8的土壤上，CH4产生几乎完全被抑制，CH4氧化的最佳pH范围为5.0~6.5[62]。

土壤pH值通过影响微生物活性、土壤有机质矿化、物质溶解度等进而影响土壤CO2的产生[63]。与pH值4.0的土壤相比，pH值3.0的土壤对土壤CO2排放的抑制能力更强，主要原因是酸性较强的环境会抑制土壤微生物的活性[64]。一般情况下，pH<7时，土壤CO2的排放量随pH值的增加而增加；当pH>7时，CO2的排放量随pH值的增加而减少[65]。与pH=7相比，当pH为8.7和pH为10时，CO2排放量分别减少约20%和80%[66]。

土壤pH的变化会改变微生物的活性，从而间接引起土壤N2O排放的改变[67]。一般认为，硝化作用可随pH值的增加而增强[68]。当pH为7~8时，硝化细菌活性最强，硝化作用最强，N2O气体得到大量释放[69]。当pH为7.0~8.5时，反硝化作用最强，N2O气体得到大量释放[53]。但一些研究也表明，N2O排放与pH之间无显著相关性[70]。

### 1.1.6 施肥对土壤温室气体的影响

一般认为，施用氮肥会抑制了甲烷氧化菌的氧化能力，进而减弱土壤对CH4的吸收能力[71, 72]。施肥量、施肥时间和种类均对CH4排放有显著影响[73, 74]。研究表明，施用尿素增加了CH4排放量，氧化还原电位降低进而增加了土壤pH值，使得产甲烷过程有利于进行[75]。前人通过研究施用硫酸铵、过磷酸钙等进行稻田改良发现，与尿素相比，这些均可有效降低稻田CH4排放量[76, 77]。一些研究表明，施用硝态氮肥对CH4吸收作用微弱[78]，但施用铵态氮肥对土壤CH4的排放作用较强[79]。与单施化肥相比，氮磷钾肥配施或添加作物秸秆均能促进甲烷氧化菌进行氧化作用，从而减少CH4的排放[80]。

施肥可使土壤pH值、碳氮含量及微生物活性发生变化，进而影响土壤CO2排放[81]。原土壤肥力水平、施肥种类和施肥量等都会对土壤CO2排放产生影响。化肥施用可对土壤CO2排放产生不同影响，即促进[82]、无显著影响[83]和降低[84]三种结论。关于有机肥、有机无机肥配施对土壤CO2排放研究较为一致，均能促进土壤CO2排放[85-87]。王晓娇等[88]试验发现，与不施肥和施用无机肥相比，施用有机肥可使农田土壤CO2排放量显著增加；单施有机肥、有机无机配施和无机肥+有机肥+缓释肥策略农田土壤CO2排放量依次减少。有机肥以及有机无机配施均能促进土壤CO2排放的主要原因有3个方面，首先通过改变土壤的化学性质和生物学性质[89]，提高供土壤呼吸所需的碳氮源底物供应能力[90]；其次可增强土壤微生物活动[91]，促进土壤有机质的矿化[92, 93]；再者促进土壤有机碳的累积，促进微生物生物量的累积，优化土壤微生物群落结构及其生态功能[94, 95]。

## 1.2 滩涂盐碱地土壤研究进展

沿海滩涂属于滨海冲积平原，该区域土壤母质系海洋沉积物，土壤的积盐过程早于成土过程，同时该区域由于地下水位较高、埋深浅，地下水矿化度高，导致滩涂土壤含盐量长期处于较高水平。此外因受海洋潮汐的影响，滩涂土壤盐渍化程度进一步加深，滩涂土壤基本以盐土和盐化潮土为主[96]，土壤含盐量基本在0.4%~4%之间。沿海滩涂围垦区土壤成土时间短，土体发育不明显，土壤以粉砂为主（粉砂含量一般高于60%，最高可达80%），土壤物理结构差，导致土壤保水保肥性能差，因此沿海滩涂区降雨和气温的快速变化会加剧盐分在土壤表层的累积[97-100]。我国农业耕地资源紧缺，东部沿海滩涂盐碱地可作为重要的后备耕地资源加以开发利用。江苏沿海滩涂总面积达65.80 hm2，占全国沿海滩涂总面积近1/3，且因海岸带丰富的泥沙资源导致其每年仍在以一定速度不断於长[101-103]，通过围垦可作为重要的后备耕地资源为全国特别是沿海省份的长期农业发展提供保障。

到目前为止，我国将已围垦的滩涂主要用于农作物种植和水产养殖[104]。农作物种植主要是水稻、大小麦、玉米等。水产养殖近年来也越来越普遍，得益于其成本低。虽然围垦的滩涂得到了多领域的利用，但因不注意生产经营，导致很多滩涂土壤重新出现了土壤板结，返盐现象。过高的含盐量抑制了植物的生长，肥力降低限制了滩涂土地的有效利用[105]。一直以来，越来越多的学者对江苏沿海滩涂地区进行合理的规划，研究可行的改良措施，使滩涂能够成为我国耕地的后备资源，实现安全、高产的现代农业的目标。在随滩涂改良的过程中，土壤的高含盐量是滩涂在农业利用上的关键制约因子，因此对滩涂进行有效降盐和筛选具有经济效益的耐盐植物、作物的是滩涂改良中的两个研究方向[106]。与此同时，土壤肥力低是滩涂在农业利用上的另一重要制约因素，养分供应严重不足，在自然状态下的有机质积累过程非常缓慢，在其难以实现作物高产、稳产及可持续性。而大量投入外源有机碳是提高滩涂盐碱地土壤有机质和土壤肥力的最直接和最有效的措施[107]。

### 1.2.1 国内外滩涂盐碱地改良措施

目前，国内外关于滩涂盐碱地土壤改良的措施方法主要为四类：物理方法、化学方法、生物方法和农艺方法[107, 108]。

物理方法主要通过调节土壤中水盐运移变化来提高入渗，使得蒸发受到抑制。其中地面覆盖的改良措施是物埋方法中重要的一种，不仅抑制盐分表聚，而且减少地面蒸发[109]。科学的耕作、定期的松土，减少土壤水分蒸发、改善土壤通气性，可防止土壤板结，抑制再返盐现象[110, 111]。同时，利用灌溉洗盐、铺沙( 客土改良)等方法，降低土壤pH值和电导率，创造作物能良好生长的生态环境[112-115]。

化学方法主要通过施加化学改良剂达到酸碱中和反应从而改良土壤理化性状[116]。改良剂如SAP（高分子吸水树脂）等来置换出土壤胶体吸附的钠离子和氯离子，增加土壤孔隙度，加快土壤排盐[107]。施用改良剂的滩涂盐碱土养分更易累积，作物产量更易增加[117]。

生物方法包括通过耐盐作物种植如水稻、田菁、黑麦草以及新型耐盐作物的选育来提高作物在滩涂盐碱地的成活率，加快滩涂土壤的改良进程[107]。小麦经常被用作盐碱地的改良修复粮食作物[118]。黄花草木樨作为耐盐植物，不仅能降低土壤盐分，还能促进土壤肥力的提升，对滩涂盐碱地的改良具有良好的应用前景[119]。除此之外，蚯蚓对盐碱地的改良也具有较好的效果[120]。生物修复的缺点是见效慢且周期长，优点是无污染。

农艺措施包括通过施用有机肥，秸杆还田，深耕晒垡，定期松土等措施来提高土壤肥力，防止土壤板结，加快土壤团粒结构形成，提高地温；通过不同可行的滴灌技术，比如微咸水灌溉、覆膜滴灌等措施来提高作物成活率，加速洗盐，促进作物生长[107]。

当今，由于一些物理方法、化学方法的成本较高，施用有机物料对滩涂盐碱地进行改良是当前所采取的重要手段之一。污泥堆肥的措施在降低滩涂盐碱土pH和盐分的同时，也促进了土壤有机质和氮磷等养分的累积[121]。相关研究[122, 123]证实，生活污泥和蚯蚓粪改良滩涂盐碱地土壤取得了有效成果，不仅提高了土壤有机质、氮磷等营养元素的含量，还能改善土壤物理结构，提高土壤的保水固肥能力，促进作物生长及增产的作用。

### 1.2.2 外源有机碳改良滩涂盐碱地土壤

增加土壤有机质是滩涂土壤快速培肥的关键环节。研究表明，有机质可通过改善土壤的理化性状、改变土壤盐分运动状况，促进土壤脱盐，抑制土壤返盐，中和土壤碱度，从而减轻盐分对作物的危害。土壤有机质增加，进而会促进土壤养分含量的累积，有机质经过矿化分解后为土壤提供了不同的养分，其中包括氮素，原因是滩涂土壤矿物质中一般不含氮。并且有机质还能提供给滩涂土壤诸如磷、钙和一些微量元素。

沿海滩涂盐碱地因围垦时间较短，其土壤层次和耕作层次尚未定型，所以土壤养分种类少且含量低、物理结构差、保水固肥能力弱，微生物生物量低等[124]。通过施用有机物料改良滩涂土壤，不仅仅实现了农业固体废弃物资源化利用，还能利于土壤养分和有机质的累积、改善土壤物理结构、实现作物增产[125-128]。生活污泥和蚯蚓粪可变废为宝，作为外源有机碳，可以有效地改善土壤的物理性状，增加土壤肥力，促进了作物生长，包括粮食作物如水稻、玉米、小麦等，经济作物如通菜、生菜、菜花、莴苣、西红柿等，园林绿化作物如草坪草、松树、杨树、泡桐树等。研究[129, 130]发现，外源碳并不会被微生物完全分解释放到空气中，仍会有一部分难分解残留于土壤中，可以补偿因激发效应引起的碳损失，进而促进土壤中有机碳含量的净增加。

生活污泥是污水处理厂在处理污水过程中不可避免的副产物，是一种介于有机和无机之间的半固体废弃物，其中有机物包括蛋白质、油脂、粗纤维和腐殖酸等，占比约为65%，无机物包括各种化合物和无机盐，占比约为35%[131]。污泥营养物质丰富，污水处理厂在进行污水过滤的过程中，活性污泥会对生活污水中的有机物进行吸附和分解，有机质因此成为生活污泥的主要组成成分，其含量一般占到污泥干物质量的30%~50%，同时生活污水中含有大量氮磷等元素，使得生活污泥中氮磷等元素含量普遍较高，且氮磷主要以有机态形式存在，该形态下氮磷养分具有释放缓慢和长效性等特点[132]。但污泥成分复杂，除了含有丰富的有机质以及氮磷等植物生长发育所必须的营养元素和各种微量元素，还含有大量的病菌、虫卵，重金属和难以降解的有毒有害物质，如不经过科学处理就应用于农业中，会造成环境的再次污染[133]。目前，生活污泥的处理方法有多种，比如可通过工艺方式如干燥脱水、厌氧处理、堆肥处理等优化备用[134]，还可以通过卫生填埋、投弃海洋、直接焚烧和土地利用等方式解决堆积问题[135]。其中，卫生填埋是一种粗放式的处理方式，虽然操作简单，但是会造成土地资源的浪费和污染地下水等环境问题。投弃海洋与卫生填埋类似，处理过于粗放单一，会造成破坏环境的后果，因此处理对象只能是符合标准的城市污泥，对于污泥的要求限制严格，暂未进行广泛推广。直接焚烧虽可实现减量化，但在处理的过程中十分容易产生有毒有害气体，严重污染环境，且实现处理的成本颇高。土地利用是目前很多学者研究的一个热点，它能实现资源最大化利用，但是不可忽略重金属污染、温室气体排放等潜在环境风险。目前国内外有关污水污泥的处理方法各异，但大多学者认为将污泥高效应用到农林业是可以达到可持续发展的目的的[136]。相比发展中国家而言，发达国家对污泥处理的要求较高，美国主要通过将其加工成农田肥料去利用，施用量超美国全部污水污泥的一半；欧洲一些国家和美国一样，主要将污水污泥应用与农业农田的改良中，实现污泥减量的同时还能对土壤进行修复。柏彦超等[123]研究发现，生活污泥可显著改良滩涂土壤的理化性状，提高土壤肥力及营养物质的含量。相关研究[137, 138]还发现，污泥作为有机肥改良滩涂土壤，不仅实现了固废资源合理再利用，还为盐渍化的滩涂土壤实现了降盐以及保水固肥目标。

蚯蚓粪是生活污泥经过蚯蚓分解、消化、稳定化后获得的产物，是一种高效的生物有机肥。蚯蚓粪具有一些典型的特点，结构松散、孔隙度高、团粒结构丰富，具有良好的吸附性、通气性和排水性[139-141]，因此对于改善土壤物理结构，提高土壤含水量，增加土壤中微生物生物量具有显著效果。蚯蚓粪中含有糖类、蛋白质、腐殖酸、磷酸盐、铵盐、钾盐及其他无机盐离子[142, 143]；蚯蚓粪还含有植物所必需的中、微量元素如钙、镁、铁、铜、锰、锌、硼等[144]。Yang等[145]发现，生活污泥中复杂的大分子有机物会在蚯蚓摄食消化分解后，转化为小分子有机酸，因此蚯蚓粪pH值较原料低，而生物稳定性提高。Al-Maliki[146]等发现，污泥原料的土粒结构差，团聚体含量少，相比较之下，蚯蚓粪因为是蚯蚓活动的产物，其团聚体含量明显高于污泥原料。Hait[147]等发现，加入蚯蚓作用后，其产生的蚓粪EC的值明显高于生活污泥原料，蚯蚓粪EC值增加的原因可能是蚯蚓及其体内微生物的协同作用降解了污泥中的有机物，释放出矿物盐和无机离子等[148]；另外，蚯蚓自身的排泄以及分泌等生理活动会产生一些盐类物质，这也是导致EC值增加的可能原因[149]。蚯蚓生理活动产生的分泌物可以络合、鳌合土壤中的重金属，这对降低生活污泥中重金属的含量及提高蚯蚓粪的环境稳定性具有重要作用[150]。Hait等[143]研究发现，蚯蚓粪浸出液毒性显著降低，且其重金属速效量和全量含量也得到一定的减少。当前，利用蚯蚓改良污泥已成为热门研究方向，例如Kouba[151]研究了水产类污泥与蚯蚓混合产生的蚓粪粪，还有纸浆污水蚓粪、制革厂污泥蚓粪、纺织品污泥蚓粪、酿酒厂污泥蚓粪、食品工业污泥蚓粪、石油工业污泥蚓粪[152-157, 164]等试验，众多试验数据为蚯蚓活动于污泥原料的理化性质改变提供了关键性的支撑，为改良土壤应用提供有利依据。

污泥的土地应用在土壤改良和包括有机碳、N、P和其他植物养分在内的养分循环和再利用方面有很大的激励作用[158, 159, 165]。生活污泥富含有机质及氮、磷等养分，可作为沿海滩涂土壤改良的有机肥源，改善滩涂土壤理化性质，促进滩涂土壤快速培肥[160, 161]。施用生活污泥，可降低滩涂土壤pH及盐分含量，增加土壤有机质含量，改善滩涂土壤氮、磷养分的供应，且促进所种植物黑麦草的生长[162, 164]。周金倩等[163]研究结果表明，在作物生长的过程中，干化污泥可提供有效养分供其生长发育，且能增加土壤有机质含量，提升土壤肥力。严漪云等[164]研究发现，施用污泥蚓粪增加了土壤有机质，降低了土壤容重；污泥蚓粪对0~20 cm土层中>0.25 mm和0.106~0.25 mm水稳性团聚体的形成均有显著的促进效应，施用污泥蚓粪提高了土壤中的全氮、碱解氮、全磷、速效磷含量，且速效态氮磷含量的增幅明显高于全量的增幅。王耀等[165]发现，随污泥蚓粪施用量的增加，玉米株高及生物量呈上升趋势。吕振宇等[166]通过试验发现，施用蚯蚓粪不仅增加了土壤肥力，还改善了甘蓝品质，降低甘蓝硝酸盐含量。

### 1.2.3 滩涂盐碱地温室气体排放的研究

滩涂土壤并非农用耕地，其属特殊原始土壤，最显著特征就是盐分含量高、氮磷等养分含量极低。同时，由于其结构性差、对作物产生盐分胁迫，严重制约农业的高效可持续发展，粮食安全问题面临挑战。同时气候条件作为盐渍化土壤形成的原因之一，变暖问题日益加重，影响生态环境的持续改善[7]。以外源有机碳添加为主导的“土壤改良”，是滩涂快速培肥的关键环节。我们前期研究已证实，外源有机碳添加可显著改善滩涂土壤理化性状及肥力供应特性，促进了滩涂土壤的快速培肥熟化[107, 122, 123, 165]。

外源有机碳的添加，一方面增加了滩涂盐碱地土壤有机碳含量，并促进了植物生物量的累积，可看作是“碳汇”；另一方面也必然会导致温室气体排放，碳、氮元素经过有机质分解、硝化和反硝化作用，以CO2、CH4、N2O等温室气体形式进入到大气中，又可看作是“碳源”。外源有机碳改良过程中的滩涂土壤系统究竟是“净碳源”还是“净碳汇”？滩涂土壤特殊理化性质（含水量、盐分、pH）在等碳量培肥过程中如何影响温室气体（CO2、CH4、N2O）排放等问题，还尚不清楚。本研究拟以外源有机碳改良的滩涂盐碱地为研究对象，研究改良过程中土壤温室气体（CO2、CH4、N2O）排放的动态变化及累积排放量，分析其对外源有机碳施用量的响应特征；并进一步探讨滩涂土壤重要性质（温度、盐分、pH、含水量）对CO2、CH4、N2O排放的影响，以期明确改良滩涂盐碱地土壤过程中对土壤因子的调控，为进一步深入开展滩涂盐碱地土壤固碳对CO2、CH4、N2O排放及产生机制等研究提供立论依据和基础数据，为沿海滩涂盐碱地土壤的快速熟化，保障现代粮食产业发展与维护环境安全提供支撑。

## 1.3 研究内容

### 1.3.1 外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体的影响

通过大田试验，研究不同用量的外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）添加对土壤温室气体CO2、CH4、N2O排放通量的影响，明确外源有机碳施用量与滩涂土壤“碳源”贡献之间的关系。

通过大田试验，研究外源有机碳添加对滩涂土壤的固碳能力的影响，并对土壤有机碳、植物生物量累积进行了研究，明确外源有机碳施用量与滩涂土壤“碳汇”贡献之间的关系。

基于上述内容研究，基于“净碳源、汇”量的折算，定量分析外源有机碳添加改良滩涂过程中的碳循环的变化特征。

### 1.3.2 滩涂土壤理化性质（盐分、pH、含水量）对温室气体排放的影响

含水量对CO2、CH4、N2O排放的影响：通过室内培养试验，研究土壤不同含水量（饱和含水量的60%、80%、100%、120%）对温室气体排放的影响。测定和分析土壤CO2、CH4、N2O排放通量和排放量，厘清含水量对盐碱地土壤CO2、CH4、N2O排放的调控。

盐分对CO2、CH4、N2O排放的影响：通过室内培养试验，研究土壤不同含盐量（2‰、4‰、6‰、9‰、13‰）对温室气体排放的影响。测定和分析土壤CO2、CH4、N2O排放通量和排放量，厘清盐度对盐碱地土壤CO2、CH4、N2O排放的调控。

pH对CO2、CH4、N2O排放的影响：通过室内培养试验，研究土壤不同pH（7.5、8.5、9.5）对温室气体排放的影响。测定和分析土壤CO2、CH4、N2O排放通量和排放量，厘清pH对盐碱地土壤CO2、CH4、N2O排放的调控。

### 1.3.3 滩涂土壤改良过程中温室气体排放对土壤理化性质变化的响应模型

基于上述土柱试验的实测结果，建立数值模型研究多种因素互馈耦合对改良过程中土壤碳循环的复杂调控，模型结果使我们能够预测在改良过程中滩涂盐碱地长期温室气体CO2、CH4、N2O的排放情况及土壤碳库的时空演变。

# 第2章 材料与方法

## 2.1 研究区域概况

大田试验于2019-2020年在江苏省南通市如东县方凌滩涂垦区（E120°56′03″，N32°36′30″）试验田进行。该试验区围垦于2010年，试验期间年平均气温16.8 ℃，年降雨量1438.7 mm。降雨量主要集中于每年的6月到10月，该时期降雨量占全年降雨量的77.7%。该区域土壤属于典型的滨海盐土，土壤理化性状见表1。

## 2.2 供试材料

供试生活污泥、蚯蚓粪取自江苏省泰州市春光生态农业发展有限公司。生活污泥和蚯蚓粪的基本理化性质见表1。

表1 供试滩涂土壤、生活污泥和蚯蚓粪的基本理化性状

Tab. 1 Basic properties of mudflat soil, sewage sludge, and vermicompost used in this study

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 指标 | 滩涂土壤 | 生活污泥 | 蚯蚓粪 |
| pH | 9.10 | 6.60 | 6.33 |
| EC ms cm-1 | 2.50 | 1.20 | 1.82 |
| 容重(bulk density) g cm-3 | 1.20 | - | - |
| 盐分g kg-1 | 13.20 | 9.62 | 8.43 |
| 有机碳 g kg-1 | 3.84 | 258.60 | 224.10 |
| 全氮 g kg-1 | 0.24 | 31.70 | 24.12 |

## 2.3 试验设置

大田小区试验：采用田间随机区组试验，各试验小区面积均为16 m2（4.0 m×4.0 m）。按照干基生活污泥与蚯蚓粪的施用量设5个处理（0、25、50、100、200 t ha-1），分别以W-0、W-2 （-1.4 CH4 flux）（）、W-5、W-10、W-20和WY-0、WY-2 (-0.9 CH4 flux)、WY-5、WY-10、WY-20表示，各处理重复3次。生活污泥和蚯蚓粪均于2019年10月按照不同施用量一次性施入各试验小区，并通过人工将其与0-20 cm 土层土壤混合均匀。2020年7月16日进行玉米播种，行间距分别为50 cm和25 cm，每穴2粒，于2020年10月29日收获。试验开展期间未进行无机肥料的施用。分别于2019年12月、2020年1月、2020年5月、2020年9月及2020年10月通过静态箱对各小区气体进行收集。静态箱由底座和箱体两部分构成，其中底座于试验初期埋置于各试验小区，箱体长、宽、高均为50 cm，箱体顶部安装有小型风扇，用于箱内气体混匀。采样时将箱体置于底座上，并加水密封，通过气体采样器连接箱体，将箱内气体收集于体积为100 ml的单阀铝箔气体采样袋内，供测定。

室内培养试验：于2020年7月至12月在扬州大学环境学院室内培养实验室进行。供试土壤为方凌滩涂垦区原始滩涂土壤。按照0.6%的碳投入量将300 g滩涂土壤与生活污泥进行混合，置于1 L的玻璃三角瓶内，在此基础上设置不同含水量、盐分及pH条件，具体如下：

（1）不同含水量处理：按照土壤饱和含水量设置4个含水量处理，分别为：60%、80%、100%、120%，各处理重复3次。培养试验于2020年7月2日开始，培养期间通过气体采样器每周取1~3次气体样品并测定温室气体（CH4、N2O、CO2），试验于2020年11月19日结束。

（2）不同盐分处理：按照土壤盐分浓度设置5个处理，分别为2‰、4‰、6‰、9‰、13‰，各处理重复3次。培养试验于2020年8月5日开始。土壤含水量控制在土壤饱和含水量的65%，培养期间通过气体采样器每周取1~3次气体样品并测定温室气体（CH4、N2O、CO2），试验于2020年11月18日结束。

（3）不同pH处理：按照土壤pH设置3个处理，分别为7.5、8.5、9.5，各处理重复3次。培养试验于2020年8月23日开始。土壤含水量控制在土壤饱和含水量的65%，培养期间通过气体采样器每周取1~3次气体样品并测定温室气体（CH4、N2O、CO2），试验于2020年12月6日结束。

## 2.4 样品分析

### 2.4.1 土壤和植株样品分析

在玉米收获时，各小区人工收割进行生物量称重，同时各小区随机割取10株玉米植株用于含水率测定。在玉米收获后，用环刀法进行土壤容重测定。同时每个试验小区用取土器随机取9个耕层土壤（0-20 cm），风干混匀后磨碎过筛，用于土壤化学性质的测定。采用残渣烘干-质量法进行测定土壤水溶性总盐，土壤pH、EC采用5:1的水土比溶液进行测定，土壤有机碳、全氮分别采用重铬酸钾外加热法、半微量凯氏法进行测定。

### 2.4.2 气体样品分析

气体样品通过气相色谱仪（安捷伦 GC-7890A）进行测定，其工作条件见表2。各批次气体样品均在24 h内完成分析测定。

表2 气相色谱仪工作条件

Tab. 2 Working conditions of gas chromatograph

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 温度（℃） | | | | 气体流量（L min-1） | | | 输出值 | |
| 柱箱 | 催化剂 | 前检测器 | 后检测器 | 尾吹气 | 燃气 | 助燃气 | 前检测器 | 后检测器 |
| 40 | 375 | 250 | 350 | 2.000 | 40.00 | 400.0 | 16~17 | 220~240 |

## 2.5 数据计算与分析

箱内气体排放通量的计算公式[8, 167]：

F=ρ×H×[(C2-C1)/t]×273/(273+T)

式中：F为气体排放通量，mg m-2 h-1；ρ为标准状态下气体密度，kg m-3；H为箱高，m；C1为采样箱内起始气体浓度，C2为采样箱内最终气体浓度，µL L-1；t为采样时间，h-1；T为采样过程中采样箱内的平均温度，℃。气体通量为负值时表示被观测系统从大气中吸收该气体，正值时表示被观测系统向大气排放该气体。

温室气体累积排放量为相邻的两个采样时期的气体排放累加量，而相邻的两个采样时期的气体排放量为平均排放通量与采样时间的乘积，计算公式为：

CE=×(ti+1-ti) ×24

式中，CE表示气体累积排放量(mg m-2)；F为气体排放通量（mg m-2 h-1）；i表示第i次气体采样；ti+1-ti表示两个相邻测定日期的间隔(d)；n为累积排放量观测时间内总的测定次数。

试验数据采用Microsoft Excel （2010）及SPSS 19.0进行整理及统计分析，Duncan法在0.05水平上显著检验差异显著性。

# 第3章 结果与分析

## 3.1 外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体源汇特征影响

### 3.1.1 对CH4气体排放的影响

不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤CH4气体排放的动态变化情况，见图1。

施用生活污泥各处理（W-0、W-2、W-5、W-10和W-20）的CH4排放通量分别为-0.143、-0.042 (-1.04481/yr., -0.04718->2019.12.)、0.071、0.228和0.374 mg m-2 h-1， 变幅范围分别为-0.303~0.034、-0.190~0.086、-0.282~0.351、-0.106~1.511和-0.080~1.958 mg m-2 h-1。

施用蚯蚓粪各处理（WY-0、WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的CH4排放通量分别为-0.131、0.243、0.396和0.552 mg m-2 h-1，变幅范围分别为-0.303~0.034、-0.140~0.421、-0.085~0.614、-0.033~0.938和-0.004~1.363 mg m-2 h-1。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，CH4平均排放通量呈上升趋势，施用蚯蚓粪处理的CH4排放高于施用生活污泥的各对应处理。

图1 生活污泥（A）和蚯蚓粪（B）添加下滩涂土壤CH4排放的动态变化

Fig. 1 Dynamic change of CH4 emission from mudflat soil under domestic sludge (A) and vermicompost (B) application

### 3.1.2 对CO2气体排放的影响

不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤CO2气体排放的动态变化情况，见图2。

施用生活污泥各处理（W-0、W-2、W-5、W-10和W-20）的CO2排放通量平均为265.1、363.1、457.6、543.4和681.4 mg m-2 h-1，分别比未对照增加37.0%、68.7%、97.4%和157.0%，变幅范围分别为93.7~435.4、191.7~525.0、291.6~605.7、348.3~721.1和499.9~840.2 mg m-2 h-1。

施用蚯蚓粪各处理（WY-0、WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的CO2排放通量平均为330.5、455.7、557.5、652.4和950.6 mg m-2 h-1，分别比未对照增加37.9%、72.6%、104.9%和187.6%，变幅范围分别为149.3~506.7、272.5~628.5、358.1~785.1、481.2~838.7和787.2~1135.1 mg m-2 h-1。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，CO2平均排放通量呈上升趋势，施用蚯蚓粪处理的CO2的排放高于施用生活污泥的各对应处理。

图2生活污泥（A）和蚯蚓粪（B）添加下滩涂土壤CO2排放的动态变化

Fig. 2 Dynamic change of CO2 emission from mudflat soil under domestic sludge (A) and vermicompost (B) application

### 3.1.3 对N2O气体排放的影响

不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤N2O气体排放的动态变化情况，见图3。

施用生活污泥各处理（W-0、W-2、W-5、W-10和W-20）的N2O排放通量平均为0.084、0.104 (3.151352/yr: kg N/ha/day；；0.786733-2020/10)、0.158、0.193和0.359 mg m-2 h-1，分别比未对照增加了0.24、0.88、1.30和3.27倍，变幅范围分别为-0.023~0.179、-0.009~0.230、0.002~0.341、0.011~0.756和-0.020~1.268 mg m-2 h-1。

施用蚯蚓粪各处理（WY-0、WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的N2O排放通量平均为0.054、0.065、0.094、0.102和0.178 mg m-2 h-1，分别比未对照增加了0.20、0.74、0.89和2.30倍，变幅范围分别为-0.020~0.167、-0.019~0.228、-0.048~0.306、-0.071~0.379和0.001~0.551 mg m-2 h-1。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，N2O平均排放通量呈上升趋势，施用生活污泥处理的N2O的排放高于施用蚯蚓粪的各对应处理。

图3生活污泥（A）和蚯蚓粪（B）添加下滩涂土壤N2O排放的动态变化

Fig. 3 Dynamic change of N2O emission from mudflat soil under domestic sludge (A) and vermicompost (B) application

### 3.1.4 对滩涂土壤主要温室气体累积排放量的影响

不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤CH4、CO2和N2O气体累积排放量的影响，分别见表3和表4。

外源有机碳的施用会增加滩涂土壤CH4、CO2和N2O气体累积排放量，且随外源有机碳施用量的增加，主要温室气体累积排放量呈逐渐增加趋势。表3所示，未施用生活污泥的对照处理滩涂土壤CH4、CO2和N2O气体累积排放量为-1.13 g m-2、2108 g m-2、0.68 g m-2施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤CH4累积排放量较对照分别增加0.80、1.69、2.93和4.09 g m-2，土壤CO2累积排放量较对照分别增加859、1629、2244和3332 g m-2，土壤N2O累积排放量较对照分别增加0.16、0.57、0.64和2.01 g m-2，且施用生活污泥各处理与对照处理间的差异均达显著水平。

表4所示，未施用蚯蚓粪的对照处理滩涂土壤CH4、CO2和N2O气体累积排放量为0.18 g m-2、2660 g m-2、0.41 g m-2施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤CH4累积排放量较对照分别增加1.03、2.34、3.42和4.39 g m-2，土壤CO2累积排放量较对照分别增加1017、1783、2548和4806 g m-2，土壤N2O累积排放量较对照分别增加0.12、0.33、0.42和1.02 g m-2，且施用蚯蚓粪各处理与对照处理间的差异均达显著水平。

蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的CH4和CO2的累积排放量均高于施用生活污泥的各对应处理，增幅分别达29%、38%、17%、7%和18%、9%、14%、44%，蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的N2O的累积排放量低于施用生活污泥的各对应处理，，降幅分别达25%、42%、34%、49%。

表3 生活污泥添加对滩涂土壤温室气体累积排放量的影响

Tab. 3 Effects of sewage sludge application on cumulative greenhouse gas emissions from mudflat soil

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 处理 | CH4累积排放量  /g m-2 | CO2累积排放量  /g m-2 | N2O累积排放量  /g m-2 |
| W-0 | -1.13±0.11e | 2108±73.2e | 0.68±0.07d |
| W-2 | -0.33±0.03d | 2967±135.2d | 0.84±0.14c |
| W-5 | 0.56±0.02c | 3737±77.1c | 1.25±0.04b |
| W-10 | 1.80±0.01b | 4352±111.9b | 1.32±0.12b |
| W-20 | 2.96±0.02a | 5440±80.0a | 2.69±0.05a |

注：小写字母不同表示差异显著（P<0.05）。下同。 Note: Different lowercase letters indicate significant differences (P<0.05). The same below.

表4 蚯蚓粪添加对滩涂土壤温室气体累积排放量的影响

Tab. 4 Effects of vermicompost application on cumulative greenhouse gas emissions from mudflat soil

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 处理 | CH4累积排放量  /g m-2 | CO2累积排放量  /g m-2 | N2O累积排放量  /g m-2 |
| WY-0 | 0.18±0.02e | 2660±41.1d | 0.41±0.05d |
| WY-2 | 1.21±0.07d | 3677±80.6c | 0.53±0.06c |
| WY-5 | 2.52±0.04c | 4443±38.9b | 0.74±0.01b |
| WY-10 | 3.60±0.08b | 5208±18.0b | 0.83±0.01b |
| WY-20 | 4.57±0.10a | 7466±90.3a | 1.43±0.01a |

### 3.1.5 改良过程中滩涂土壤源汇特征分析

不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）添加下，滩涂土壤源汇特征分析，见表5和表6。

表5所示，随生活污泥施用量的增加，滩涂土壤C排放量呈上升趋势。与W-2处理土壤C排放量相比，W-5、W-10和W-20处理土壤C排放量分别增加0.9、1.6和2.9倍，且施用污泥各处理间差异达显著水平。随生活污泥施用量的增加，滩涂土壤固C量逐渐增加。与W-2处理土壤固C量相比，W-5、W-10和W-20处理土壤固C量分别增加2.0、4.7和10.0倍，且施用污泥各处理间的差异均达显著水平。随生活污泥施用量的增加，植株固C量逐渐增加，与W-2处理植株固C量相比，W-5、W-10和W-20处理植株固C量分别增加2.7、4.0和7.4倍，除W-5和W-10处理间无差异，其余施用污泥各处理间的差异均达显著水平。随生活污泥施用量的增加，C净排放量逐渐减少，与W-2处理C净排放量相比，W-5、W-10和W-20处理C净排放量分别减少5.37、13.58和27.62 kg plot-1，且施用污泥各处理间的差异均达显著水平。

表6所示，随蚯蚓粪施用量的增加，滩涂土壤C排放量呈上升趋势。与WY-2处理土壤C排放量相比，WY-5、WY-10和WY-20处理土壤C排放量分别增加0.8、1.5和3.7倍，除WY-5和WY-10处理间无差异，其余施用蚓粪各处理间的差异均达显著水平。随蚯蚓粪施用量的增加，滩涂土壤固C量逐渐增加，与WY-2处理土壤C固定量相比，WY-5、WY-10和WY-20处理土壤C固定量分别增加1.7、5.3和13.0倍，且施用蚓粪各处理间差异均达显著水平。随蚯蚓粪施用量的增加，植株固C量逐渐增加，与WY-2处理植株固C量相比，WY-5、WY-10和WY-20处理植株固C量分别增加2.0、3.1和4.7倍，且施用蚓粪各处理间的差异均达显著水平。随蚯蚓粪施用量的增加，C净排放量逐渐减少，与WY-2处理C净排放量相比，WY-5、WY-10和WY-20处理C净排放量分别减少3.13、11.15和20.43 kg plot-1，且施用蚓粪各处理间的差异均达显著水平。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，土壤C排放量、土壤固C量及植株固C量均呈上升趋势，C净排放量呈下降趋势。施用生活污泥处理的土壤C排放量及C净排放量均低于施用蚯蚓粪的各对应处理，施用生活污泥处理的土壤固C量及植株固C量均高于施用蚯蚓粪的各对应处理。除WY-2处理外，外源有机碳各处理的C净排放量均小于0，滩涂土壤表现出“净碳汇”特征，且施用生活污泥处理的滩涂土壤固碳能力强度高于施用蚯蚓粪的各对应处理。

表5 生活污泥改良滩涂土壤过程中的源汇特征分析

Tab. 5 Analysis of source and sink characteristics of sewage sludge in the process of improving mudflat soil

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 处理 | 土壤C排放量  /kg plot-1 | 土壤固C量  /kg plot-1 | 植株固C量  /kg plot-1 | C净排放量  /kg plot-1 |
| W-0 | - | - | - | - |
| W-2 | 3.75±0.19d | 2.92±0.57d | 1.64±0.69c | -1.52±0.38a |
| W-5 | 7.11±0.71c | 8.71±1.19c | 6.14±0.40b | -6.89±1.41b |
| W-10 | 9.79±0.08b | 16.69±2.39b | 8.23±0.25b | -15.1±2.65c |
| W-20 | 14.54±0.29a | 32.17±1.96a | 13.83±2.23a | -29.14±2.52d |

表6 蚯蚓粪改良滩涂土壤过程中的源汇特征分析

Tab. 6 Analysis of source and sink characteristics of vermicompost in the process of improving mudflat soil

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 处理 | 土壤C排放量  /kg plot-1 | 土壤固C量  /kg plot-1 | 植株固C量  /kg plot-1 | C净排放量  /kg plot-1 |
| WY-0 | - | - | - | - |
| WY-2 | 4.44±0.32c | 2.18±0.19d | 1.74±0.61d | 0.51±0.03a |
| WY-5 | 7.78±0.86b | 5.95±1.11c | 5.17±0.34c | -2.62±0.87b |
| WY-10 | 11.12±0.54b | 13.65±0.27b | 7.20±0.28b | -10.64±1.09c |
| WY-20 | 20.97±1.21a | 30.52±0.36a | 10.00±0.87a | -19.92±2.43d |

## 3.2 滩涂盐碱地土壤重要理化性质对温室气体排放的影响

### 3.2.1 土壤含水量对CH4、CO2、N2O气体排放的影响

不同土壤含水量对滩涂土壤温室气体（CH4、CO2、N2O）排放通量的影响见图4。

随土壤含水量的增加，滩涂土壤CH4排放通量呈逐渐增加趋势。60%土壤含水量处理的CH4排放通量0.024 mg m-2 h-1，80%、100%和120%土壤含水量处理的CH4排放通量分别为0.061、0.084和0.206 mg m-2 h-1，较60%土壤含水量处理分别增加1.54、2.50和7.58倍。

随土壤含水量的增加，滩涂土壤CO2排放通量呈先增加后减少趋势。60%土壤含水量处理的CO2排放通量81.2 mg m-2 h-1，80%、100%和120%土壤含水量处理的CO2排放通量分别为100.1、77.2和60.9 mg m-2 h-1，较60%土壤含水量处理分别增加23%、-5%和-25%。

随土壤含水量的增加，滩涂土壤N2O排放通量呈先增加后减少趋势。60%土壤含水量处理的N2O排放通量0.016 mg m-2 h-1，80%、100%和120%土壤含水量处理的N2O排放通量分别为0.030、-0.006和-0.015 mg m-2 h-1，较60%土壤含水量处理分别增加88%、-138%和-194%。

图4 含水量对CH4（A）、CO2（B）、N2O（C）排放通量的影响

Fig. 4 Effects of water content on CH4(A), CO2(B), N2O(C) emission fluxes

不同土壤含水量条件对滩涂土壤温室气体（CH4、CO2、N2O）累积排放量的影响见表7。

随土壤含水量的增加，CH4累积排放量呈增加趋势。与60%含水量处理相比，80%、100%和120%含水量处理CH4累积排放量分别增加1.6、2.6和6.2倍。

随土壤含水量的增加，CO2累积排放量呈先上升后下降趋势。其中120%含水量处理土壤CO2累积排放量最低，为113.4 g m-2，80%含水量处理土壤CO2累积排放量最高，为165.1 g m-2，且两处理间差异显著。

随土壤含水量的增加，N2O累积排放量呈先上升后下降趋势。其中120%含水量处理土壤N2O累积排放量最低，为-43.2 mg m-2，80%含水量处理土壤N2O累积排放量最高，为86.4 mg m-2，且两处理间差异显著。

表7 含水量对滩涂土壤CH4、CO2、N2O累积排放量的影响

Tab. 7 Effects of water content on cumulative emissions of CH4, CO2 and N2O from mudflat soil

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 含水量  /% | CH4累积排放量  /mg m-2 | CO2累积排放量  /g m-2 | N2O累积排放量  /mg m-2 |
| 60 | 67.9±2.31c | 128.1±3.35c | 46.1±2.81d |
| 80 | 175.7±6.94c | 165.1±4.93a | 86.4±2.23a |
| 100 | 241.9±10.12b | 120.9±3.80b | -17.3±0.65b |
| 120 | 489.5±15.70a | 113.4±1.06bc | -43.2±2.02c |

### 3.2.2 土壤盐分对CH4、CO2、N2O气体排放的影响

不同土壤盐分对滩涂土壤温室气体（CH4、CO2、N2O）排放通量的影响见图5。

随土壤盐分的增加，滩涂土壤CH4排放通量呈逐渐减少趋势。2‰土壤盐分处理的CH4排放通量0.074 mg m-2 h-1，4‰、6‰、9‰和13‰土壤盐分处理的CH4排放通量分别为0.054、0.046、0.033和0.023 mg m-2 h-1，较2‰土壤盐分处理分别减少27%、38%、55%和69%。

随土壤盐分的增加，滩涂土壤CO2排放通量呈逐渐减少趋势。2‰土壤盐分处理处理的CO2排放通量81.9 mg m-2 h-1，4‰、6‰、9‰和13‰土壤盐分处理的CO2排放通量分别为55.5、48.4、45.4和41.5 mg m-2 h-1，较2‰土壤盐分处理分别减少32%、41%、45%和49%。

随土壤盐分的增加，滩涂土壤N2O排放通量呈先增加后减少趋势。2‰土壤盐分处理的N2O排放通量0.018 mg m-2 h-1，4‰、6‰、9‰和13‰土壤盐分处理的N2O排放通量分别为0.105、0.072、0.046和0.035 mg m-2 h-1，较2‰土壤盐分处理分别增加4.8、3.0、1.6和0.9倍。

图5 盐分对CH4（A）、CO2（B）、N2O（C）排放通量的影响

Fig. 5 Effects of salt on CH4(A), CO2(B), N2O(C) emission fluxes

不同土壤盐分条件对滩涂土壤温室气体（CH4、CO2、N2O）累积排放量的影响见表8。

随土壤盐分的增加，CH4累积排放量呈下降趋势。与2‰盐分处理相比，4‰、6‰、9‰和13‰盐分处理CH4累积排放量分别下降14%、22%、28%和47%。

随土壤盐分的增加，CO2累积排放量呈下降趋势。与2‰盐分处理相比，4‰、6‰、9‰和13‰盐分处理CO2累积排放量分别下降43%、47%、52%和58%。

随土壤盐分的增加，N2O累积排放量呈先上升后下降趋势。其中2‰盐分处理N2O累积排放量最低，为48.0 mg m-2，4‰盐分处理土壤N2O累积排放量最高，为256.4 mg m-2，且两处理间差异显著。

表8 盐分对滩涂土壤CH4、CO2、N2O累积排放量的影响

Tab. 8 Effects of salt on cumulative emissions of CH4, CO2 and N2O from mudflat soil

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 盐分浓度  /‰ | CH4累积排放量  /mg m-2 | CO2累积排放量  /g m-2 | N2O累积排放量  /mg m-2 |
| 2 | 64.9±2.05a | 121.9±8.79a | 48.0±2.47d |
| 4 | 55.7±3.00b | 69.1±1.77b | 256.4±14.20a |
| 6 | 50.7±1.14c | 65.2±3.37bc | 195.8±10.60b |
| 9 | 46.9±2.83cd | 58.8±0.51cd | 76.8±4.10cd |
| 13 | 34.3±0.57d | 51.4±1.09d | 61.1±3.13bc |

### 3.2.3 土壤pH对CH4、CO2、N2O气体排放的影响

外源有机碳添加下，不同土壤pH对滩涂土壤温室气体（CH4、CO2、N2O）排放通量的影响见图6。

随土壤pH值的增加，滩涂土壤CH4排放通量呈先增加后减少趋势。7.5pH处理的CH4排放通量0.027 mg m-2 h-1，8.5和9.5pH处理的CH4排放通量分别为0.041和0.035 mg m-2 h-1，较7.5pH处理分别增加了52%和30%。

随土壤pH值的增加，滩涂土壤CO2排放通量呈先增加后减少趋势。7.5pH处理的CO2排放通量42.4 mg m-2 h-1，8.5和9.5pH处理的CO2排放通量分别为51.5和44.5 mg m-2 h-1，较7.5pH处理分别增加了21%和5%。

随土壤pH值的增加，滩涂土壤N2O排放通量呈先增加后减少趋势。7.5pH处理的N2O排放通量0.018 mg m-2 h-1，8.5和9.5pH处理的N2O排放通量分别为0.032和0.020 mg m-2 h-1，较7.5pH处理分别增加了78%和1%。

图6 土壤pH对CH4（A）、CO2（B）、N2O（C）排放通量的影响

Fig. 6 Effects of soil pH on CH4(A), CO2(B), N2O(C) emission fluxes

不同土壤pH条件对滩涂土壤温室气体（CH4、CO2、N2O）累积排放量的影响见表9。

随土壤pH的增加，CH4累积排放量呈先上升后下降趋势。其中7.5pH处理CH4累积排放量最低，为14.6 mg m-2，8.5 pH处理CH4累积排放量最高，为33.9 mg m-2，且两处理间差异显著。

随土壤pH的增加，CO2累积排放量呈先上升后下降趋势。其中7.5pH处理CO2累积排放量最低，为65.1 g m-2，8.5 pH处理土壤CO2累积排放量最高，为77.0 g m-2，且两处理间差异显著。

随土壤pH的增加，N2O累积排放量呈先上升后下降趋势。其中7.5pH处理N2O累积排放量最低，为35.3 mg m-2，8.5 pH处理土壤N2O累积排放量最高，为61.2 g m-2，且两处理间差异显著。

表9 土壤pH对滩涂土壤CH4、CO2、N2O累积排放量的影响

Tab. 9 Effects of soil pH on cumulative emissions of CH4, CO2 and N2O from mudflat soil

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| pH | CH4累积排放量  /mg m-2 | CO2累积排放量  /g m-2 | N2O累积排放量  /mg m-2 |
| 7.5 | 14.6±2.90c | 65.1±0.06c | 35.3±1.99c |
| 8.5 | 33.9±0.58a | 77.0±1.18a | 61.2±1.99a |
| 9.5 | 26.3±0.94b | 72.0±0.26b | 44.2±2.24b |

## 3.3 滩涂土壤改良过程中温室气体排放对土壤性质变化的响应模型

### 3.3.1 土壤温度和湿度

试验期间的滩涂土壤温度和湿度的变化情况见图7。试验期间土壤温度的变化范围为8.7~30.9 ℃，平均温度为18.1 ℃。土壤湿度（WFPS）变化范围为20%~32%，平均湿度为27%。

图7试验阶段的土壤温度和湿度

Fig. 7 Soil temperature and humidity during the test phase

### 3.3.2 土壤有机碳、pH、EC的变化特征

添加不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤有机碳累积的影响见图8。

试验初期，未施用生活污泥处理的土壤有机碳含量为3.47 g kg-1，施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤有机碳含量分别为5.82、8.73、12.50和19.23 g kg-1，较对照分别提高68%、152%、260%和454%；试验末期，未施用生活污泥处理的土壤有机碳含量为2.90 g kg-1，施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤有机碳含量分别为4.23、5.74、8.35和11.85 g kg-1，较对照分别提高46%、98%、188%和309%。相较于试验初期，各处理的试验末期土壤有机碳含量分别降低16%、27%、34%、35%和38%。与试验初期未施用生活污泥处理相比，试验末期施用生活污泥各处理的土壤有机碳含量分别增加22%、65%、141%和241%。

试验初期，未施用蚯蚓粪处理的土壤有机碳含量为4.20 g kg-1，施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤有机碳含量分别为 6.55、8.67、11.77和20.31 g kg-1，较对照分别提高56%、106%、180%和384%；试验末期，未施用蚯蚓粪处理的土壤有机碳含量为3.18 g kg-1，施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤有机碳含量分别为4.74、5.59、7.73和12.15 g kg-1，较对照分别提高49%、76%、143%和282%。相较于试验初期，各处理的试验末期土壤有机碳含量分别降低24%、28%、36%、34%和40%。与试验初期未施用蚯蚓粪处理相比，试验末期施用蚯蚓粪各处理的土壤有机碳含量分别增加13%、33%、84%和189%。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，土壤有机碳含量呈上升趋势，施用生活污泥处理的土壤有机碳累积量高于施用蚯蚓粪的各对应处理。

图8生活污泥（A）和蚯蚓粪（B）添加对滩涂土壤有机碳含量的影响

Fig. 8 Effects of application of domestic sludge (A) and vermicompost (B) on soil organic carbon content in mudflat

添加不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤pH的影响见图9。

试验初期，未施用生活污泥处理的土壤pH为9.54，施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤pH分别为9.25、9.16、8.79和8.52，较对照分别下降3.0%、3.9%、7.9%和10.7%；试验末期，未施用生活污泥处理的土壤pH为9.65，施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤pH分别为9.39、9.28、8.91和8.68，较对照分别下降2.7%、3.8%、7.7%和10.1%。相较于试验初期，各处理的试验末期土壤pH分别提高1.2%、1.5%、1.3%、1.4%和1.9%。与试验初期未施用生活污泥处理相比，试验末期施用生活污泥各处理的土壤pH分别下降1.6%、2.7%、6.6%和9.0%。

试验初期，未施用蚯蚓粪处理的土壤pH为9.51，施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤pH分别为9.35、9.22、9.06和8.82，较对照分别下降1.7%、3.0%、4.7%和7.3%；试验末期，未施用蚯蚓粪处理的土壤pH为9.63，施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤pH分别为9.43、9.30、9.17和8.99，较对照分别下降2.1%、3.4%、4.8%和6.6%。相较于试验初期，各处理的试验末期土壤pH分别提高1.3%、1.1%、0.9%、1.2%和1.9%。与试验初期未施用蚯蚓粪处理相比，试验末期施用蚯蚓粪各处理的土壤pH分别下降0.8%、2.2%、3.6%和5.5%。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，土壤pH呈下降趋势，施用生活污泥处理的土壤pH降低量高于施用蚯蚓粪的各对应处理。

图9生活污泥（A）和蚯蚓粪（B）添加对滩涂土壤pH的影响

Fig. 9 Effects of application of domestic sludge (A) and vermicompost (B) on soil pH of mudflat

试验期间（2019年12月~2020年10月）添加不同外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）对滩涂土壤EC的影响见图10。

试验初期，未施用生活污泥处理的土壤EC为2.502 ms cm-1，施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤pH分别为2.353、2.045、1.931和1.680 ms cm-1，较对照分别下降6.0%、18.3%、22.8%和32.9%；试验末期，未施用生活污泥处理的土壤EC为2.523 ms cm-1，施用生活污泥各处理（W-2、W-5、W-10和W-20）的土壤EC分别为2.428、2.108、1.988和1.732 ms cm-1，较对照分别下降3.8%、16.4%、21.2%和31.4%。相较于试验初期，各处理的试验末期土壤EC分别提高0.8%、3.2%、3.1%、3.0%和3.1%。与试验初期未施用生活污泥处理相比，试验末期施用生活污泥各处理的土壤EC分别下降3.0%、15.7%、20.5%和30.8%。

试验初期，未施用蚯蚓粪处理的土壤EC为2.402 ms cm-1，施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤EC分别为2.102、1.992、1.640和1.317 ms cm-1，较对照分别下降12.5%、17.1%、31.7%和45.2%；试验末期，未施用蚯蚓粪处理的土壤EC为2.467 ms cm-1，施用蚯蚓粪各处理（WY-2、WY-5、WY-10和WY-20）的土壤EC分别为2.201、2.003、1.721和1.424 ms cm-1，较对照分别下降10.8%、18.8%、30.2%和42.3%。相较于试验初期，各处理的试验末期土壤EC分别提高2.7%、4.7%、0.6%、4.9%和8.1%。与试验初期未施用蚯蚓粪处理相比，试验末期施用蚯蚓粪各处理的土壤EC分别下降8.4%、16.6%、28.4%和40.7%。

随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，土壤EC呈下降趋势，施用蚯蚓粪处理的土壤EC降低量高于施用生活污泥的各对应处理。

图10生活污泥（A）和蚯蚓粪（B）添加对滩涂土壤EC的影响

Fig. 10 Effects of application of domestic sludge (A) and vermicompost (B) on soil EC of mudflat

外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）添加下滩涂土壤pH、EC与有机碳的相关性分析，见图11和图12。

施用生活污泥和蚯蚓粪处理滩涂土壤pH与土壤有机碳呈显著负相关。其回归方程分别是y=-0.0721x+9.6855（R2=0.8348）及y=-0.0456x+9.6362（R2=0.8766）。

与pH类似，施用生活污泥和蚯蚓粪处理滩涂土壤EC与土壤有机碳含量同样呈显著负相关。其回归方程分别是y=-0.0543x+2.5732（R2=0. 8012）及y=-0.0691x+2.5155（R2=0.8127）。

图11 生活污泥添加条件下滩涂土壤pH（A）、EC（B）与有机碳的相关性分析

Fig. 11 Correlation analysis of soil pH (A) and EC (B) with organic carbon under sewage sludge application

图12 蚯蚓粪添加条件下滩涂土壤pH（A）、EC（B）与有机碳的相关性分析

Fig. 12 Correlation analysis of soil pH (A) and EC (B) with organic carbon under vermicompost application

### 3.3.3 响应模型

本试验条件下，外源有机碳添加下温室气体排放对滩涂土壤重要理化性质变化的响应模型，如下：

（1）

（1）为通用模型，其中，：因变量（函数值），即：CH4排放通量mg m-2 h-1，CO2排放通量mg m-2 h-1，或N2O排放通量mg m-2 h-1；α：响应变量的平均值的截距；βi：响应变量的平均变化；Xi：变量（驱动因素），即：土壤温度（℃）为X1、土壤湿度（%）为X2、土壤pH为X3、土壤EC（ms cm-1）为X4、土壤有机碳含量（g kg-1）为X5。

由表10可见，滩涂土壤重要理化性质互馈耦合下对改良过程中滩涂盐碱地长期的温室气体CH4、CO2和N2O的排放通量具有复杂调控。在0.05显著水平下，CH4、CO2和N2O的模型表达式分别是：

YCH4 = 10.849+0.017 X1-0.977 X3-0.041 X5

YCO2 = 5164.415+19.579 X1-454.020 X3

YN2O = 0.008 X1

可见，不同温室气体对不同的土壤理化性质的响应程度存在差异。

试验中，CH4排放通量与土壤温度、pH、有机碳含量呈显著相关关系（P<0.05），其与土壤温度表现出显著的正相关关系，与土壤pH、有机碳表现出显著的负相关关系。根据P值可知，CH4排放通量与土壤温度的相关性比与土壤pH、有机碳的更大，表明滩涂土壤在改良的过程中，土壤温度是影响CH4排放的主导因子，随着土壤温度的升高，CH4排放通量呈上升趋势，CH4排放表现出明显的季节变化特征；温度明显提高时，试验观测期已进行到中后期，此时的土壤有机碳含量明显下降，而CH4排放通量受温度升高的影响而明显上升，因此随着土壤有机碳含量的下降，CH4排放通量呈上升趋势；由室内培养试验可知，土壤pH在8.5~9.5之间，随着pH的提高，CH4排放通量呈下降趋势。大田试验中，温度明显提高时，土壤有机碳含量下降，结果导致土壤pH回升，田间土壤pH在8.5~9.5之间左右，因此会导致CH4排放通量有所降低。

试验中，CO2排放通量与土壤温度、pH呈显著相关关系（P<0.05），其与土壤温度表现出极显著的正相关关系（P<0.01），与土壤pH表现出显著的负相关关系。根据P值可知，CO2排放通量与土壤温度的相关性比与土壤pH的更大，表明滩涂土壤在改良的过程中，土壤温度是影响CO2排放的主导因子，且影响程度比CH4更大。随着土壤温度的升高，CO2排放通量呈上升趋势，CO2排放表现出明显的季节变化特征；土壤温度明显升高的同时，土壤pH有一定的回升，与CH4排放的特点一样，CO2排放通量随土壤pH的提高呈下降趋势。

试验中，N2O排放通量与土壤温度表现出显著的正相关关系（P<0.05），滩涂土壤在改良的过程中，土壤肥力提升，供氮量充足，土壤温度对其影响表现明显，随着温度的升高，N2O排放通量呈上升趋势。

表10 模型统计值

Tab. 10 Model statistics

|  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 变量 | 系数β | 标准误差 | t-stat | P-value | R | R2 | 调整后的R2 |
| YCH4 | | | | | | | |
| 常量α | 10.849 | 2.719 | 3.990 | 0.016 | 0.990 | 0.980 | 0.954 |
| X1 | 0.017 | 0.004 | 4.030 | 0.016 |
| X2 | -0.040 | 0.015 | -2.719 | 0.053 |
| X3 | -0.977 | 0.287 | -3.405 | 0.027 |
| X4 | -0.321 | 0.237 | -1.353 | 0.248 |
| X5 | -0.041 | 0.011 | -3.656 | 0.022 |
| YCO2 | | | | | | | |
| 常量α | 5164.415 | 1528.306 | 3.379 | 0.028 | 0.995 | 0.990 | 0.977 |
| X1 | 19.579 | 2.308 | 8.485 | 0.001 |
| X2 | -22.055 | 8.262 | -2.669 | 0.056 |
| X3 | -454.020 | 161.295 | -2.815 | 0.048 |
| X4 | -127.795 | 133.445 | -0.958 | 0.392 |
| X5 | 2.670 | 6.308 | 0.423 | 0.694 |
| YN2O | | | | | | | |
| 常量α | 2.981 | 1.458 | 2.044 | 0.110 | 0.977 | 0.955 | 0.900 |
| X1 | 0.008 | 0.002 | 3.694 | 0.021 |
| X2 | -0.012 | 0.008 | -1.573 | 0.191 |
| X3 | -0.258 | 0.154 | -1.675 | 0.169 |
| X4 | -0.108 | 0.127 | -0.849 | 0.444 |
| X5 | -0.009 | 0.006 | -1.483 | 0.212 |

注：X1：土壤温度（℃）；X2：土壤湿度（%）；X3：土壤pH；X4：土壤EC（ms cm-1）；X5：土壤有机碳含量（g kg-1）；YCH4：CH4排放通量（mg m-2 h-1）；YCO2：CO2排放通量（mg m-2 h-1）；YN2O：N2O排放通量（mg m-2 h-1）。Note: X1: soil temperature (℃); X2: Soil moisture (%); X3: soil pH; X4: Soil EC(ms cm-1); X5: soil organic carbon content (g kg-1); YCH4: CH4 emission flux (mg m-2 h-1); YCO2: CO2 emission flux (mg m-2 h-1); YN2O: N2O emission flux (mg m-2 h-1).

# 第4章 讨论

## 4.1 不同外源有机碳添加对滩涂盐碱地土壤温室气体排放的影响

### 4.1.1 对CH4气体排放的影响

本试验结果表明，外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）添加后均促进了滩涂盐碱地土壤CH4气体的排放，CH4排放量随施肥量的增加而增大。前人大量研究[164, 168, 169]证明，外源有机物的添加（生活污泥、蚯蚓粪）可以显著改善滩涂盐碱地土壤结构，提升土壤肥力。但有机肥料的施用，会向土壤中输入大量的有机碳，CH4产生的前体增加，导致CH4排放量增加[170]。Yang等[171]研究发现，有机质含量的增加能够降低土壤的氧化还原电位（Eh），加速土壤 CH4 气体的产生，促进CH4释放。杨雨浛[28]研究表明，污泥堆肥会促进土壤产生CH4，施用污泥堆肥的处理整体表现为CH4 的“源”。施用含生物质炭污泥堆肥可以提高土壤有机质含量，降低土壤 CH4吸收量(即增加土壤CH4排放)；施加生物质炭污泥堆肥能改变土壤微生物活性(产甲烷菌和甲烷氧化菌)、土壤理化性质，从而影响土壤CH4的排放[27]。一些试验发现，蚯蚓活动和其排泄物能够显著增加[172, 173]土壤CH4排放，比如山地草甸土壤中蚯蚓活动能促进CH4的产生[173]，因为蚯蚓及其排泄产物蚓粪均能产生CH4，导致土壤CH4总排放量增加[172]。

本研究发现，外源有机碳种类对滩涂盐碱地土壤CH4气体的排放具有显著的差异，即蚯蚓粪有机碳各处理的CH4排放增幅明显高于生活污泥有机碳各处理。原因可能是虽然生活污泥施用向土壤输入了有机碳，但是污泥中的碳多数是大分子复杂有机物，前期分解的中间产物和小分子有机物较少，因而可利用的产甲烷前体偏少；而蚯蚓粪是生活污泥经蚯蚓吞噬、分解消化处理后的产物，Yang等[145, 164]发现，污泥原料中复杂有机物会在蚯蚓摄食消化后，转化成小分子有机酸。可利用的产甲烷前体偏多，进而更能促进CH4排放。

### 4.1.2 对CO2气体排放的影响

本试验结果表明，外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）添加后均促进了滩涂盐碱地土壤CO2气体的排放，CO2排放量随施肥量的增加而增大。土壤有机碳含量增加意味着土壤微生物生物量增加，从而影响CO2排放的总量[174]。蒋越和杨雨浛[27, 28]试验研究发现，施用污泥堆肥，CO2 平均排放通量随着污泥堆肥施用量的增加呈递增趋势，减量施肥能降低CO2的排放量，原因是污泥中有效碳含量较高，施用污泥堆肥会增加可利用碳源，产生激发效应，提高土壤潜在能被矿化分解的有机碳含量，从而加快微生物分解利用，促进了CO2排放。

本研究中，蚯蚓粪有机碳处理对CO2排放表现与CH4一致，即蚯蚓粪有机碳各处理的土壤CO2排放高于对应生活污泥有机碳处理。原因可能是有机碳来源不同，CO2周转速率也不同[175]。蚯蚓粪中的可利用有效碳含量高，且蚯蚓粪具有通气度高、结构疏松、排水性好等物理特性，从而能够利于土壤呼吸，促进CO2气体排放。

### 4.1.3 对N2O排放的影响

本试验结果表明，外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）添加后均促进了滩涂盐碱地土壤N2O气体的排放，N2O排放量随施肥量的增加而增大，生活污泥和蚯蚓粪施用量为200 t ha-1时，N2O排放量明显增加。相关[176]研究表明，在秸秆大量还田的情况下，土壤N2O的排放通量会明显提高。潘志勇[176]的研究结果中有机粪肥处理后，土壤中N的损失比例高达1.61%。污泥堆肥后具有保水保肥、增强土壤养分、改善土壤性状等特性，作为一种高营养有机肥常被用于改良土壤和促进植物生长，据统计，全球约37%的城市污水厂污泥被处理后施用于农田，但污泥堆肥施入土壤后会在一定程度上增加温室气体排放，研究发现含污泥堆肥会显著提高种植番茄土壤N2O的排放[27, 177-180]。何闪英和蒋越[27, 180]通过试验表明，污泥堆肥处理时土壤NO3--N浓度显著高于对照，施加污泥堆肥能显著增加土壤N2O的排放，且N2O平均排放通量随污泥堆肥施用量的增加而增加（P<0.05）。蚯蚓粪中含有许多的微生物，蚯蚓粪中含有的氮多数以NH4+-N的形式存在，硝态氮（NO3--N）形式存在的量相比较少，随着蚓粪在蚓触圈中微生物的协同作用下，蚓粪中的氮组分发生改变，NH4+-N的含量下降，而 NO3--N的含量上升。蚯蚓粪可以促进土壤氮进行硝化作用，促进NH4+-N向NO3--N的转化[181]，NO3--N含量提高会增加 N2O/N2的值，土壤中更多的氮素转化成N2O 并逸失。在土壤介质中，NO3--N和NH4+-N均为N2O的主要底物，分别进行生物硝化和反硝化过程。随着堆肥施用量增加使得土壤有效氮（主要来自堆肥）增加，土壤硝化和反硝化作用增强，从而增加N2O的排放量[27, 182]。邱炜红等[183]研究发现，施肥用量影响菜地N2O排放，高施肥量有利于土壤中氮的转化，导致土壤N2O大量排放，因此高施肥量会促进土壤N2O排放。

本研究中，与CH4和CO2排放规律不同，蚯蚓粪有机碳各处理的N2O排放水平低于对应生活污泥处理。这可能是蚯蚓粪比表面积大，N2O被表面吸附，也可能与有机物料的 C/N、C、N 组分活性、土壤条件等有关[184-186]，其中涉及的氮素转化过程还有待进一步研究。

## 4.2 滩涂盐碱地土壤重要理化性质对温室气体排放的影响

### 4.2.1 温度对CH4、CO2和N2O排放的影响

本试验结果表明，滩涂盐碱地土壤在改良的过程CH4、CO2和N2O的排放均具有明显的季节变化特征，气体排放量均随土温的升高而增加，土壤微生物的活性对温度的变化十分敏感，这也是影响温室气体排放的重要原因。

徐杰[40]通过试验发现，土壤CH4通量与大气温度正相关，微生物活性是影响CH4排放的主要因子，土壤微生物活性又主要受到温度的影响，从而使温度间接影响土壤CH4的排放。当土壤温度较低时，土壤内部微生物活性也较低，土壤气体扩散速率高于土壤中微生物对CH4的需求量；温度升高对有机碳的矿化以及温室气体CH4的释放具有明显的促进作用[187]。还有研究指出，当存在一个或者多个环境因素限制CH4形成的时候，温度升高对CH4形成的影响就表现得不明显[188]。

邹建文[189]研究发现，植株参与的稻田CO2排放季节变化与温度的季节变化一致，气温（土温）是主要驱动因子，无植株参与的稻田土壤CO2排放与土温呈极显著正相关关系。Gregorich等[190]对南极洲Garwood Valley的湖岸土壤温室气体研究表明，不同位置CO2排放通量存在差异，且与土壤温度显著相关。

相关研究[191]发现，土壤温度较低时，土壤还可能吸收N2O，低温抑制硝化细菌和反硝化细菌的活力，从而抑制N2O排放，随着温度增加排放量上升[192]，但是温度与N2O相关性研究并不一致[193, 194]。温度变化对不同土壤N2O排放的影响较复杂，系统中往往受其他环境因子的制约，因此仅温度不能统一解释N2O排放的变化，比如当土壤中氮素充足时，温度是影响土壤N2O排放的最重要控制因素；当土壤中氮素不足时，温度不再是N2O排放的限制因子，此时底物浓度对其影响更为显著，土壤N2O的排放不仅与温度有关，还受土壤氮素含量的制约。总之，当土壤肥力低下，氮素供应不足的情况时，温度对N2O的排放的影响则不显著[40]。

### 4.2.2 含水量对CH4、CO2和N2O排放的影响

滩涂土壤水分来源主要依靠降水，土壤含水量范围在20%~32%。本文大田试验通过响应模型分析发现，CH4排放量与土壤含水量呈负相关关系；室内培养试验中，CH4排放量随含水量的上升而增大，且处理为淹水（含水量为120%）条件时会显著促进CH4排放，各处理下土壤均是CH4 的“源”。原因是CH4氧化菌是好氧性细菌，大规模灌溉或淹水会导致土壤CH4氧化菌的活性受到抑制，土壤水分含量过高会占据土壤孔隙而阻塞甲烷氧化在土壤中的扩散通道[195, 196]，从而促进CH4向大气排放。王立为[197]试验结果得出，CH4累积吸收量随着土壤水分的增加呈现先增加后减少的趋势，即CH4累积排放量随着土壤水分的增加呈现先减少后增加的趋势。王冬雪[198]研究表明，土壤水分含量在田间持水量的30%~60%范围内，高寒草甸土壤是CH4的“汇”，土壤水分含量在田间持水量的75%~90%范围内，高寒草甸土壤转变为CH4的“源”。通过前人的研究发现，含水量较低时，CH4排放量随含水量的上升而下降，当土壤含水量明显上升时，CH4排放量显著增大，本试验结果与之一致；但是在含水量低于60%时，滩涂土壤是CH4 的“源”还是“汇”问题并不清楚，有待进一步的探究。

本文大田试验通过响应模型分析发现，CO2、N2O通量均与土壤湿度呈负相关关系；室内培养试验中，高土壤含水量会导致CO2、N2O排放极值的出现，室内培养试验中含水量超过饱和的80%后，CO2、N2O的排放均随土壤水分含量的增加而减少。当水分较低时，土壤里的可溶性有机碳含量较少，会减少微生物可利用的物质，从而降低微生物的呼吸作用[199]，随着含水量的上升，微生物活性增强，硝化与反硝化速率加快，有利于CO2与N2O的排放；但是当土壤含水率超过一定范围时，厌氧环境增强，土壤呼吸速率会随含水量的增加而下降[200, 201]，硝化微生物的活性也会受到抑制，导致CO2与N2O的排放受到抑制。

王冬雪[202]通过试验发现，土壤水分含量低于田间持水量的60%时，CO2累积释放量随土壤水分含量的增加而增加，土壤水分含量超过田间持水量的60%时，CO2累积排放量随土壤水分含量的增加而减少。本研究的结果与之类似，即CO2排放量随含水量的上升呈先增大后减小的趋势，但本试验CO2排放量是在含水量为80%时出现转折，不同于前人的60%为转折含水量，原因可能是农田土壤的类型等不同造成的差异。

Jaydene等[203]研究显示，在硝化作用过程中，硝化微生物在土壤湿度为30~90%的田间持水量时，硝化微生物的活性随水分的增强而增强，低于或高于这个范围，硝化微生物的活性都会受到抑制，从而导致N2O排放量降低。姚志生等[204]试验发现，在稻麦轮作农田小麦生长季时，土壤湿度为75%WFPS时， N2O排放量达到最大，该土壤湿度是N2O排放大小的临界值，在低于这一数值的一定土壤湿度范围内，N2O排放与土壤湿度呈正相关，反之则呈负相关。本文通过室内培养试验发现，N2O排放量在土壤含水量为80%时出现极值，这与前人的研究结果不同，原因可能是由于农田土壤的类型等不同造成的差异。

### 4.2.3 盐分对CH4、CO2和N2O排放的影响

本文室内培养试验中， CH4和CO2排放量均随盐分浓度的上升而减少。任鹏等[205]表明盐分对CH4的产生能力起到一定的阻碍作用。Krasakopoulou等[206]对爱琴海北部浅滩的CO2排放通量研究表明，盐分较低时的CO2排放量较高。Law等[207]对英国Tamar河口水体的N2O通量的研究发现，在较低盐分区出现了N2O通量的最大值。Smith等[208]对墨西哥湾海岸N2O排放通量的研究也发现，不同研究地点的N2O排放通量差异较大，盐分浓度越高，则N2O排放通量越小。这主要是因为盐分浓度的增加会遏制产生CH4微生物的活性[209]，也会减弱土壤微生物的呼吸速率。

但本培养试验中N2O排放规律略有不同，N2O排放在4‰盐浓度时发生逆转，当盐浓度低于4‰时，N2O排放量随盐分浓度的上升而增加，当盐浓度高于4‰时，N2O排放量随盐分浓度的上升而减少。孙星[58]研究结果可知，当盐含量低于1.7%时，盐含量的升高，导致铵态氮含量降低，硝态氮含量升高，盐分促进N2O排放；当盐含量高于1.7%时，盐含量的升高，导致铵态氮含量升高，硝态氮含量降低，盐分抑制N2O排放。本文和前人研究结果相同之处为当盐浓度低于一定值时，N2O排放量随盐分浓度的上升而增加，但当盐浓度高于一定值时，N2O排放量随盐分浓度的上升而减少；但本文研究中N2O排放量在4‰盐浓度时发生逆转，这与孙星的研究并不相同，原因可能是土壤类型、土壤含碳量及土壤湿度等不同造成的差异。

### 4.2.4 pH对CH4、CO2和N2O排放的影响

本文大田试验通过响应模型分析发现，CH4、CO2通量均与土壤pH呈显著负相关关系（P<0.05）；通过室内培养试验可知，三个pH值处理（7.5、8.5、9.5）下，CH4、CO2与N2O排放量均随pH的升高而呈先上升后下降的趋势，pH在7.5~8.5时，三者的排放量均随pH的升高而上升；pH在8.5~9.5时，三者的排放量均随pH的升高而下降。于辉[60]认为施用碱性物质会改变土壤中微生物环境，导致土壤中CO2排放速率加快。在碱性物质添加处理中，不同浓度碱处理均提高了土壤CO2排放量。在碱性物质添加处理中，土壤CH4排放量随碱性物质添加量的增加而增加，碱性物质添加会显著促进CH4的排放量。土壤pH能够影响硝化和反硝化速率和最终的产物比例。碱性条件下，土壤更容易释放N2O，盐含量和pH值均高的盐碱土壤，其N2O排放高于轻度和重度盐碱化土壤[58]。原因可能是一定的碱性环境有利于土壤温室气体的排放，过高则会出现抑制。CH4排放的最适pH是近中性环境，pH的微小变化会导致CH4的排放变化明显，即CH4排放对pH的改变响应程度高，在-250和-200 mV时，pH增加0.2导致CH4排放通量分别增加11%~20%和20%~25%[75]。土壤微生物和酶都受pH影响，pH升高可增加微生物量，从而影响CO2的排放[210]。反硝化微生物的最适pH值在6~8之间[175]，pH值过低和过高都不利于土壤N2O的排放。本研究中CH4、CO2和N2O排放量均与pH值显著相关，这与上述研究一致，但是本文室内培养试验只研究了pH值在7.5、8.5和9.5时滩涂土壤温室气体排放的特征，对于CH4、CO2和N2O排放的最适pH值范围还有待进一步的研究。

# 第5章 结论

（1）大田试验表明，随外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）施用量的增加，滩涂土壤有机碳含量逐渐上升，土壤pH、EC均逐渐下降，CH4、CO2和N2O气体的排放均逐渐上升。施用蚯蚓粪处理的CH4和CO2排放均高于施用生活污泥的相应处理；而施用生活污泥处理的N2O排放则高于施用蚯蚓粪的相应处理。试验条件下，外源有机碳（生活污泥、蚯蚓粪）各处理（25、50、100、200 t ha-1）的土壤C排放量均小于土壤及植株固C量之和，C净排放小于0。施用外源有机碳各处理的滩涂土壤表现出“净碳汇”特征。

（2）室内培养试验表明，CH4排放量随土壤含水量的增加而上升，淹水条件促进CH4排放；CO2和N2O排放量则随土壤含水量的上升呈先上升后降低趋势，当含水量达饱和含水量的80%时，CO2和N2O排放量、最高。随土壤盐分浓度的上升，CH4与CO2的排放逐渐降低；当盐分浓度低于4‰时，N2O的排放量随土壤盐浓度的上升而上升，当盐分浓度高于4‰时，N2O的排放量随土壤盐浓度的上升而下降。滩涂土壤pH对土壤温室气体排放影响较大，当pH在7.5~8.5之间时，CH4、CO2、N2O排放量均呈上升趋势，当pH在8.5~9.5之间时，CH4、CO2、N2O排放量均呈下降趋势。

（3）相关系分析表明，外源有机碳改良滩涂土壤过程中，土壤CH4排放通量与土壤温度呈显著正相关关系（*p*<0.05），与土壤pH、有机碳含量呈显著负相关关系（*p*<0.05）；土壤CO2排放通量与土壤温度呈极显著正相关关系（*p*<0.01），与土壤pH呈显著负相关关系（*p*<0.05）；土壤N2O排放通量与土壤温度呈显著正相关关系（*p*<0.05）。

# 参考文献

[1] 徐恒刚.中国盐生植被及盐渍化生态治理[M].中国农业科学技术出版社,2004.

[2] 杨小康,王雪.盐碱地改良技术研究综述[J].江西农业学报,2012,24(3):114-116.

[3] 郑循华,王明星,王跃思,等.稻麦轮作生态系统中土壤湿度对NO产生与排放的影响[J].应用生态学报,1996,7(3):273-279.

[4] 王智平,曾江海.农田土壤N2O排放的影响因素[J].农业环境保护,1994,13(1):40-42+29.

[5] 孙志强,郝庆菊,江长胜,等.农田土壤N2O的产生机制及其影响因素研究进展[J].土壤通报,2010,41(6):1524-1530.

[6] Le Q C, Peter S G, Andres R J, et al. Global carbon budget 2013 [J]. Earth System Science Data Discussions, 2013, 6(2): 689-760.

[7] 张瑶.不同改良剂和灌溉方式对盐碱地改良效果与温室气体排放影响研究[D].内蒙古农业大学,2019.

[8] 李飞跃.生物质炭固碳作用及其对土壤温室气体排放特征的影响[D].上海交通大学, 2015.

[9] Solomon S, Qin D, Manning M, et al. Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change (IPCC)[J]. Computational Geometry, 2007, 18(2): 95-123.

[10] Hansen J E, Lacis A A. Sun and dust versus greenhouse gases: an assessment of their relative roles in global climate change [J]. Nature, 1990, 346(6286): 713-719.

[11] Melilio J M, Steudler P A, Aber J D, et al. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system [J]. Science, 2003, 298(5601): 2173-2176.

[12] 杨林章,徐琪.土壤生态系统[M].科学出版社,2005.

[13] 任凤玲.施用有机肥我国典型农田土壤温室气体排放特征[D].中国农业科学院,2018.

[14] 张玉铭,胡春胜,张佳宝,等.农田土壤主要温室气体（CO2,CH4,N2O）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.

[15] Ito A, Inatomi M. Use of a process-based model for assessing the methane budgets of global terrestrial ecosystems and evaluation of uncertainty [J]. Biogeosciences, 2012, 9(2): 759-773.

[16] Tian H. Global methane and nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems due to multiple environmental changes [J]. Ecosystem Health & Sustainability, 2015, 1(1): 1-20.

[17] Lal R. Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture [J]. Journal of Soil & Water Conservation, 2015, 70(3): 55-62.

[18] Church J, Clark P, Cazenave A, et al. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [J]. Computational Geometry, 2013, 18(2): 95-121.

[19] Smith P. Soils and climate change [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2012, 4(5): 539-544.

[20] Grace J, Rayment M. Respiration in the balance [J]. Nature, 2000, 404(6780): 819-820.

[21] Meyer L. Climate change 2007: mitigation. contribution of working group III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [M]. Cambridge University Press, 2007.

[22] 张强,巨晓棠,张福锁.应用修正的IPCC2006方法对中国农田N2O排放量重新估算[J].中国生态农业学报,2010,18(1):7-13.

[23] Huang Y, Tang Y H. An estimate of greenhouse gas (N2O and CO2) mitigation potential under various scenarios of nitrogen use efficiency in Chinese croplands [J]. Global Change Biology, 2010, 16(11): 2958-2970.

[24] 米迎宾,杨劲松,姚荣江,等.不同措施对滨海盐渍土壤呼吸、电导率和有机碳的影响[J].土壤学报,2016,53(3):612-620.

[25] 梁旺国.秸秆还田对典型盐碱地土壤温室气体及NO排放的影响研究[D].西南大学,2009.

[26] 王瑞.秸秆添加对土壤温室气体排放和溶解性有机碳DOC组分的影响[D].华中农业大学,2018.

[27] 蒋越,周楫,杨雨浛,等.城市污泥堆肥对土壤温室气体排放的短期影响[J].中国环境科学, 2018,38(10):190-196.

[28] 杨雨浛.城市污泥堆肥对土壤温室气体排放的影响研究[D].西南大学,2018.

[29] Lu Y, Fu L, Lu Y, et al. Effect of temperature on the structure and activity of a methanogenic archaeal community during rice straw decomposition [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 81: 17-27.

[30] Luo G J, Kiese R, Wolf B, et al. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types [J]. Biogeosciences, 2013, 10(5): 3205-3219.

[31] Peng J, Lu Z, Rui J, et al. Dynamics of the methanogenic archaeal community during plant residue decomposition in an anoxic rice field soil [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2008, 74(9): 2894.

[32] Conrad R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H2, CO, CH4, OCS, N2O, and NO) [J]. Microbiological Reviews, 1996, 60(4): 609-640.

[33] Yang B O, Chen Z, Man Z, et al. Effects of elevated atmospheric CO2 concentration and temperature on the soil profile methane distribution and diffusion in rice–wheat rotation system [J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 32(6): 62-71.

[34] Min H, Chen Z Y, Wu W X, et al. Microbial aerobic oxidation of methane in paddy soil [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 64(1-2): 79-85.

[35] Mohanty S R, Bodelier P L E, Ralf C. Effect of temperature on composition of the methanotrophic community in rice field and forest soil [J]. Fems Microbiology Ecology, 2010, 62(1): 24-31.

[36] Borken W, Beese F. Methane and nitrous oxide fluxes of soils in pure and mixed stands of European beech and Norway spruce [J]. European Journal of Soil Science, 2005, 57(5): 617-625.

[37] Christiansen J R, Romero A, J, Rgensen N, et al. Methane fluxes and the functional groups of methanotrophs and methanogens in a young arctic landscape on disko island, west greenland [J]. Biogeochemistry, 2015, 122(1): 15-33.

[38] 黄看看,李吉跃,张学利,等.土壤呼吸影响因素研究进展[J].防护林科技,2008,31(2):98-100.

[39] Luo Y Q. Soil respiration and the environment || controlling factors [J]. Academic Press, Burlington, pp, 2006, 79-105.

[40] 徐杰.不同盐沼土壤温室气体排放通量及其影响因素研究[D].南京师范大学,2017.

[41] Castaldi S. Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment [J]. Biology & Fertility of Soils, 2000, 32(1): 67-72.

[42] Stanford G, D Zienia S, Pol R. Effect of temperature on denitrification rate in soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1975, 39(5): 867-870.

[43] Ju X, Christie P. Calculation of theoretical nitrogen rate for simple nitrogen recommendations in intensive cropping systems: a case study on the north China plain [J]. Field Crops Research, 2011, 124(3): 450-458.

[44] Warner D L, Villarral S, Mcwilliams K, et al. Carbon dioxide and methane fluxes from tree stems, coarse woody debris, and soils in an upland temperate forest [J]. Ecosystems, 2017, 20(6): 1205-1216.

[45] Epron D, Plain C, Ndiaye F K, et al. Effects of compaction by heavy machine traffic on soil fluxes of methane and carbon dioxide in a temperate broadleaved forest [J]. Forest Ecology & Management, 2016, 382: 1-9.

[46] Fest B, Wardlaw T, Livesley S J, et al. Changes in soil moisture drive soil methane uptake along a fire regeneration chronosequence in a eucalypt forest landscape [J]. Global Change Biology, 2015, 21(11): 4250-4264.

[47] Dijkstra F A, Morgan J A, Fischer J, et al. Elevated CO2 and warming effects on CH4 uptake in a semiarid grassland below optimum soil moisture [J]. Journal of Geophysical Research, 2011, 116(1): 1-9.

[48] Linn D M, Doran J W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1984, 48(6): 1267-1272.

[49] Xu L, Baldocchi D, Tang J. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2004, 18(4): 4002-4012.

[50] Gough C M, Seiler J R. The influence of environmental, soil carbon, root, and stand characteristics on soil CO2 efflux in loblolly pine (Pinus taeda L.) plantations located on the South Carolina Coastal Plain [J]. Forest Ecology & Management, 2004, 191(1-3): 353-363.

[51] Anderson I C, Poth M A. Controls on fluxes of trace gases from Brazilian cerrado soils [J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27(5): 1117-1124.

[52] 黄国宏,陈冠雄,韩冰,等.土壤含水量与N2O产生途径研究[J].应用生态学报,1999,10(1):53-56.

[53] 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.

[54] Shelton D R, Sadeghi A M, Mccarty G W. Effect of soil water content on denitrification during cover crop decomposition [J]. Soil Science, 2000, 165(4): 365-371.

[55] Sehy U, Ruser R, Munch J C. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yieldsite-specific fertilization, and soil conditions [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2003, 99(1-3): 97-111.

[56] Ruser R, Flessa H, Russow R, et al. Emission of N2O, N2 and CO2 from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2006, 38(2): 263-274.

[57] 张楠.吉林西部盐碱水田区温室气体排放的影响因素与变暖潜势研究[D].吉林大学,2014.

[58] 孙星.盐分、pH、施N量对盐碱土壤N2O排放影响研究[D].内蒙古师范大学,2014.

[59] 王顺科,李艳红,李发东,等.新疆典型淡水湖和咸水湖芦苇湿地土壤CO2,CH4和N2O排放研究[J].干旱区研究,2020,37(5):91-101.

[60] 于辉.土壤酸/碱环境变化对太岳山油松林土壤氮素及温室气体的影响[D],2019.

[61] Delaune R D. Methane emissions and entrapment in flooded rice soils as affected by soil properties [J]. Biology and Fertility of Soils, 1993, 16(3): 163-168.

[62] Dalal R C, Allen D E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems [J]. Australian Journal of Botany, 2008, 56: 396-407.

[63] Buragiene S, Sarauskis E, Romaneckas K, et al. Relationship between CO2 emissions and soil properties of differently tilled soils [J]. Science of The Total Environment, 2019, 662: 786-795.

[64] Sitaula B K, Bakken L R, Abrahamsen G. N-fertilization and soil acidification effects on N2O and CO2 emission from temperate pine forest soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27(11): 1401-1408.

[65] Kowalenko C G, Ivarson K C, Cameron D R. Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from field soils [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1978, 10(5): 417-423.

[66] Rao D, Pathak H. Ameliorative Influence of organic matter on biological activity of salt-affected soils [J]. Arid Soil Research and Rehabilitation, 1996, 10(4): 311-319.

[67] Cornelius O, Jörg M, Kamal Z, et al. Greenhouse gas emissions from soils—A review [J]. Geochemistry, 2016, 76(3): 327-352.

[68] Nugroho R A, Roling W F, Laverman A M, et al. Low nitrification rates in acid scots pine forest soils are due to pH-related factors [J]. Microbial Ecology, 2007, 53(1): 89-97.

[69] Spieck E, Bock E. The lithoautotrophic nitrite-oxidizing bacteria [J]. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, 2005, 149-153.

[70] Pilegaard K, Skiba U, Ambus P, et al. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides ( NO and N2O ) [J]. Biogeosciences, 2006, 3(4): 651-661.

[71] Bodelier P, Laanbroek H J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments [J]. Fems Microbiology Ecology, 2004, 47(3): 265-277.

[72] Hüthsch B W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production — invited paper [J]. European Journal of Agronomy , 2001, 14(4): 237-260.

[73] Malyan, Sandeep K, Bhatia, et al. Methane production, oxidation and mitigation: a mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors [J]. Science of the Total Environment, 2016, 572: 874-896.

[74] Sun B F, Zhao H, Lv Y Z, et al. The effects of nitrogen fertilizer application on methane and nitrous oxide emission/uptake in Chinese croplands [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2016, 15(2): 440-450.

[75] Wang Z P, Delaune R D, Patrick W H, et al. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil [J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(2): 382-385.

[76] Rath A K, Ramakrishnan B, Sethunathan N. Effect of application of ammonium thiosulphate on production and emission of methane in a tropical rice soil [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2002, 90(3): 319-325.

[77] Serrano S N, Sarria G Y, Dendooven L, et al. Methanogenesis and methanotrophy in soil: a review [J]. Pedosphere, 2014, 24(3): 291-307.

[78] Hütsch B W, Webster C P, Powlson D S. Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1994, 26(12): 1613-1622.

[79] Jacinthe P A, Lal R. Methane oxidation potential of reclaimed grassland soils affected by management [J]. Soil Science, 2006, 171(10): 772-783.

[80] Datta A, Santra S C, Adhya T K. Effect of inorganic fertilizers ( N, P, K ) on methane emission from tropical rice field of India [J]. Atmospheric Environment, 2013, 66: 123-130.

[81] Snyder C S, Bruulsema T W, Jensen T L, et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2009, 133(3-4): 247-266.

[82] 杨硕欢,张保成,王丽,等.水肥用量对玉米季土壤CO2排放的综合影响[J].环境科学,2016,37(12):4780-4788.

[83] 严俊霞,张媛,焦晓燕.施肥对高粱地土壤呼吸及其温度敏感性的影响[J].环境科学,2019,40(12):327-335.

[84] 李叶杉.不同施氮水平下陇中黄土高原春小麦田温室气体排放特征[D].甘肃农业大学, 2018.

[85] 黄晶,张杨珠,刘宏斌,等.长期不同施肥条件下红壤小麦和玉米季CO2、N2O排放特征[J]. 生态与农村环境学报,2011,27(4):7-13.

[86] Hu X K, Su F, Ju X T, et al. Greenhouse gas emissions from a wheat-maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes [J]. Environmental Pollution, 2013, 176: 198-207.

[87] Qiao Y, Miao S, Han X, et al. The effect of fertilizer practices on N balance and global warming potential of maize–soybean–wheat rotations in Northeastern China [J]. Field Crops Research, 2014, 161: 98-106.

[88] 王晓娇,张仁陟,齐鹏,等. Meta分析有机肥施用对中国北方农田土壤CO2排放的影响[J]. 农业工程学报, 2019, 35(10): 99-107.

[89] 李娟.长期不同施肥制度土壤微生物学特性及其季节变化[D].中国农业科学院,2008.

[90] 臧逸飞,郝明德,张丽琼,等.26年长期施肥对土壤微生物量碳、氮及土壤呼吸的影响[J].生态学报,2015,35(5):1445-1451.

[91] 贾伟,周怀平,解文艳,等.长期有机无机肥配施对褐土微生物生物量碳、氮及酶活性的影响[J].植物营养与肥料学报,2008,14(4):700-705.

[92] Liu E, Yan C, Mei X, et al. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China [J]. Geoderma, 2010, 158(3-4): 173-180.

[93] Thangarajan R, Bolan N S, Guang L T, et al. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil [J]. Science of the Total Environment, 2013, 465: 72-96.

[94] Bhme L, Langer U, Bhme F. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 109(1–2): 141-152.

[95] Zhang S, Huang S, Li J, et al. Long-term manure amendments and chemical fertilizers enhanced soil organic carbon sequestration in a wheat (Triticum aestivum L.) – maize (Zea mays L.) rotation system [J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2017, 97(8): 2575-2581.

[96] 黄圣楠,陈刚,丁国平,等.滩涂盐碱土一维渗透淋滤试验与排盐效果分析[J].安全与环境工程,2014,21(2):63-68+72.

[97] 周丽,王玉刚,李彦,等.盐碱荒地开垦年限对表层土壤盐分的影响[J].干旱区地理,2013,36(2):285-291.

[98]王少丽,焦平金,许迪,等.新疆旱区浅层土盐分动态及其影响因素[J].排灌机械工程学报,2013,31(7):623-628.

[99]肖国举,张强,李裕,等.气候变暖对宁夏引黄灌区土壤盐分及其灌水量的影响[J].农业工程学报,2010,26(6):7-13.

[100]李中昊,陈阜,文新亚,等.气温上升对河套义长灌域土壤盐分含量的影响[J].中国农业大学学报,2013,18(1):61-68.

[101]陈方,朱大奎.江苏潮滩区域可持续发展与海岸带管理研究[J].海洋通报,1998,17(1):80-87.

[102]刘群,殷勇.江苏沿海滩涂地貌及资源开发利用途径[J].河南科学,2010,28(11):1482-1490.

[103]王芳,朱跃华.江苏省沿海滩涂资源开发模式及其适宜性评价[J].资源科学,2009,31(4):619-628.

[104]Iost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province P.R. China [J]. Geoderma, 2007, 142(3-4): 245-250.

[105]罗锋,宋晓村,常曼,等.沿海滩涂资源围垦开发利用需求与制约因素[J].水利经济,2017,35(1):1-3.

[106]崔士友,张蛟,翟彩娇.江苏沿海滩涂快速改良与高效利用研究进展[J].农学学报,2017,7(3):42-46.

[107]左文刚.生活污泥对新垦滩涂盐碱地快速有机培肥的效应与机制[D].扬州大学,2020.

[108]温祝桂,朱小梅,陈亚华,等.国内盐碱土改良技术及其对土壤微生物群落影响研究进展[J].陕西农业科学,2016,62(5):68-71.

[109]王新亮.有机物料不同施用方法对盐碱地的改良及碧桃生长的影响[J].黑龙江农业科学,2016,260(2):51-53.

[110]杨世志.盐碱地改良模式研究[J].沙棘:科教纵横,2010(7):7-11.

[111]徐鹏程,冷翔鹏,刘更森,等.盐碱土改良利用研究进展[J].江苏农业科学,2014 (5):293-298.

[112]王兴鹏,严晓燕,李宁,等.不同灌溉方式下枣树根区土壤洗盐效果试验[J].灌溉排水学报,2011,30(1):130-133.

[113]杨帆,王志春,肖烨.冬季结冰灌溉对苏打盐碱土水盐变化的影响[J].地理科学,2012,32(10):1241-1246.

[114]李宪,李亚光.不同矿化度咸水冬季结冰灌溉对滨海盐碱土的改良效果[J].中国水土保持科学,2015,13(3):64-68.

[115]杜社妮,白岗栓,于健,等.沙封覆膜种植孔促进盐碱地油葵生长[J].农业工程学报,2014,30(5):82-90.

[116]马赞留,戴云新,蔡红海,等.江苏滨海地区盐碱地现状及改良措施[J].现代园艺,2011(4):189-190.

[117]张密密,陈诚,刘广明,等.适宜肥料与改良剂改善盐碱土壤理化特性并提高作物产量[J].农业工程学报,2014,30(10):91-98.

[118]Han L, Liu H, Yu S, et al. Potential application of oat for phytoremediation of salt ions in coastal saline-alkali soil [J]. Ecological Engineering, 2013, 61: 274-281.

[119]卞建民,刘彩虹,杨占梅,等.种植黄花草木樨对盐碱地土壤水、盐状况的影响[J].吉林农业大学学报,2012,34(2):176-179.

[120]伍玉鹏,吕丽媛,毕艳孟,等.接种蚯蚓对盐碱土养分、土壤生物及植被的影响[J].中国农业大学学报,2013 (4):45-51.

[121]朱琳莹,许修宏,姜虎,等.污泥堆肥对盐碱土土壤环境和作物生长的影响[J].水土保持学报,2012,26(6):135-138.

[122]严漪云,左文刚,徐凯达,等.污泥蚓粪对滩涂盐碱地土壤的培肥效应 [J].扬州大学学报(农业与生命科学版),2019,40(3):111-116.

[123]柏彦超,汪莉,陶天云,等.施用生活污泥改良滩涂土壤理化性状的探讨[J].植物营养与肥料学报,2012,18(4):1019-1025.

[124]曹秀芹,陈裙.污水处理厂污泥处理存在问题分析[J].北京建筑工程学院学报,2002,18(1):1-4.

[125]薛澄泽,张增强.我国污泥土地利用的展望[J].农业环境与发展,1997 (4):1-7.

[126]Yang G, Zhang G, Wang H. Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China [J]. Water Research, 2015, 78: 60-73.

[127]杨柯敏,张春燕,张燕,等.城市污泥处理处置方式及现状分析[J].中国资源综合利用,2012 (12):28-31.

[128]黄玉娥.污水污泥中重金属去除方法研究[D].湖南大学,2007.

[129]Spinosa L. Wastewater sludge: a global overview of the current status and future prospects 2nd edition[J]. Water Intelligence Online, 2011, 10.

[130]陶天云.生活污泥改良滩涂土壤的效果及环境效应机理研究[D].扬州大学,2014.

[131]汪莉.生活污泥熟化滩涂土壤的机理及环境效应[D].扬州大学,2012.

[132]Zhao L, Wang Y, Yang J, et al. Earthworm – microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge [J]. Water Research, 2010, 44(8): 2572-2582.

[133]Wang L M, Luo X Z, Zhang Y M, et al. Community analysis of ammonia-oxidizing Betaproteobacteria at different seasons in microbial-earthworm ecofilters [J]. Ecological Engineering, 2013, 51: 1-9.

[134]Wang L, Zhang Y, Luo X, et al. Effects of earthworms and substrate on diversity and abundance of denitrifying genes (nirS and nirK) and denitrifying rate during rural domestic wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2016, 212: 174-181..

[135]袁绍春.蚯蚓处理污水污泥工艺及蚯蚓粪土地利用研究[D].重庆大学,2012.

[136]Hait S, Tare V. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 79: 214-224.

[137]孙振钧.蚯蚓反应器与废弃物肥料化技术[M].化学工业出版社,2004.

[138]Yang J, Lv B, Zhang J, et al. Insight into the roles of earthworm in vermicomposting of sewage sludge by determining the water-extracts through chemical and spectroscopic methods [J]. Bioresource Technology, 2014, 154: 94-100.

[139]王小治,王爱礼,王守红,等.污泥蚓粪对匍匐翦股颖草生长的影响[J].农业环境科学学报,2011,30(8):1683-1687.

[140]Al-maliki S, Scullion J. Interactions between earthworms and residues of differing quality affecting aggregate stability and microbial dynamics [J]. Applied Soil Ecology, 2013, 64: 56-62.

[141]Hait S, Tare V. Vermistabilization of primary sewage sludge [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 2812-2820.

[142]Schaefer M, Juliane F. The influence of earthworms and organic additives on the biodegradation of oil contaminated soil [J]. Applied Soil Ecology, 2007, 36(1): 53-62.

[143]王斌,李根,刘满强,等.不同生活型蚯蚓蚓粪化学组成及其性状的研究[J].土壤,2013,45(2):313-318.

[144]Kouba A, Lunda R, Hlavac D, et al. Vermicomposting of sludge from recirculating aquaculture system using Eisenia andrei: Technological feasibility and quality assessment of end-products [J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 177: 665-673.

[145]Banu J R, Esakkiraj S, Nagendran R, et al. Biomanagement of petrochemical sludge using an exotic earthworm Eudrilus eugineae [J]. Journal of Environmental Biology, 2005, 26(1): 43.

[146]Elvira C, Sampedro L, Benitez E, et al. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with Eisenia andrei: a pilot-scale study [J]. Bioresource Technology, 1998, 63(3): 205-211.

[147]Garg V K, Kaushik P. Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm Eisenia foetida [J]. Bioresource Technology, 2005, 96(9): 1063-1071.

[148]Mahaly M, Senthilkumar A K, Arumugam S, et al. Vermicomposting of distillery sludge waste with tea leaf residues [J]. Sustainable Environment Research, 2018, 28(5): 223-227.

[149]Ravindran B, Wong J W C, Selvam A, et al. Influence of microbial diversity and plant growth hormones in compost and vermicompost from fermented tannery waste [J]. Bioresource Technology, 2016, 217: 200-204.

[150]Yadav A, Garg V K. Vermiconversion of biogas plant slurry and parthenium weed mixture to manure [J]. International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 2016, 5(4): 1-9.

[151]Jones S B, Robbins C W, Hansen C L. Sodic soil reclamation using cottage cheese (acid) whey[C]// American Society of Agricultural Engineers. Meeting (USA), 1992, 7: 51-61.

[152]Wu Y, Li Y, Zheng C, et al. Organic amendment application influence soil organism abundance in saline alkali soil [J]. European Journal of Soil Biology, 2013, 54: 32-40.

[153]何瑞成,吴景贵,李建明.不同有机物料对原生盐碱地水稳性团聚体特征的影响[J].水土保持学报,2017,31(3):310-316.

[154]于妍,夏梦婧,裴定宇,等.废水灌溉下有机物料对重度盐渍土养分及芦苇生长的影响[J]. 中国生态农业学报,2013,21(4):448-455.

[155]Xie W J, Wu L F, Zhang Y P, et al. Effects of straw application on coastal saline topsoil salinity and wheat yield trend [J]. Soil and Tillage Research, 2017, 169: 1-6.

[156]Ohm H, Hamer U, Marschner B. Priming effects in soil size fractions of a podzol Bs horizon after addition of fructose and alanine [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2007, 170(4): 551-559.

[157]Qiao N, Schaefer D, Blagodatskaya E, et al. Labile carbon retention compensates for CO2 released by priming in forest soils [J]. Global Change Biology, 2014, 20(6): 1943-1954.

[158]Herzel H, Krueger O, Hermann L, et al. Sewage sludge ash - A promising secondary phosphorus source for fertilizer production [J]. Science of the Total Environment, 2016, 542: 1136-1143.

[159]Rigby H, Clarke B O, Pritchard D L, et al. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment [J]. Science of the Total Environment, 2016, 541: 1310-1338.

[160]Alvarenga P, Mourinha C, Farto M, et al. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: benefits versus limiting factors [J]. Waste Manag, 2015, 40: 44-52.

[161]Bai Y C, Tao T Y, Gu C L, et al. Mudflat soil amendment by sewage sludge: soil physicochemical properties, perennial ryegrass growth, and metal uptake [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2013, 59(6): 942-952.

[162]黄顾林,左文刚,朱晓雯,等.不同有机物料改良新围垦滩涂土壤的效果研究[J].扬州大学学报,2015,36(2):51-56.

[163]周金倩,马建立,张良运,等.干化污泥对盐碱土土壤性能及植物生长的影响[J].环境工程技术学报,2018,8(4):443-448.

[164]严漪云.污泥蚓粪对滩涂土壤重要理化性质的影响及培肥效应[D].扬州大学,2019.

[165]王耀,张文杰,徐凯达,等.污泥蚓粪改良沿海滩涂土壤对玉米生长及重金属吸收的影响[J].扬州大学学报(农业与生命科学版),2020,41(2):34-39.

[166]吕振宇,马永良.蚯蚓粪有机肥对土壤肥力与甘蓝生长、品质的影响[J].中国农学通报,2005, 21(12):236-240.

[167]张枝盛,汪本福,李阳,等.氮肥模式对稻田温室气体排放和产量的影响[J].农业环境科学学报,2020,39(6):1400-1408.

[168]Bai Y C, Zuo W G, Zhao H T, et al. Distribution of heavy metals in maize and mudflat saline soil amended by sewage sludge [J]. Journal of Soils & Sediments, 2017, 17(6): 1-14.

[169]Mohamed B, Mounia K, Aziz A, et al. Sewage sludge used as organic manure in moroccan sunflower culture: Effects on certain soil properties, growth and yield components [J]. Science of The Total Environment, 2018, 627: 681-688.

[170]邹建文,黄耀,宗良纲,等.不同种类有机肥施用对稻田CH4和N2O排放的综合影响[J].环境科学,2003,24(4):7-12.

[171]Yang B, Xiong Z, Wang J, et al. Mitigating net global warming potential and greenhouse gas intensities by substituting chemical nitrogen fertilizers with organic fertilization strategies in rice–wheat annual rotation systems in China: a 3-year field experiment [J]. Ecological Engineering, 2015, 81: 289-297.

[172]Borken W, Grundel S, Beese F. Potential contribution of Lumbricus terrestris L. to carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from a forest soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, 32: 142-148.

[173]Kammann C, Hepp S, Lenhart K, et al. Stimulation of methane consumption by endogenous CH4 production in aerobic grassland soil [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41(3): 622-629.

[174]Woods L E, Schuman G E. Influence of soil organic matter concentrations on carbon and nitrogen activity [J]. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(5): 1241-1245.

[175]李世朋,汪景宽.温室气体排放与土壤理化性质的关系研究进展[J].沈阳农业大学学报,2003,34(2):155-159.

[176]潘志勇,吴文良,刘光栋,等.不同秸秆还田模式与氮肥施用量对土壤N2O排放的影响[J].中国土壤与肥料,2004 (5):6-8.

[177]刘洪涛,王燕文,孔祥娟,等.城市污泥土地利用近期发展趋势及其原因研究[J].环境科学与管理,2015,40(11):37-40.

[178]Toga N, Toga Y, Dogan Y. Effects of municipal sewage sludge doses on the yield, some yield components and heavy metal concentration of dry bean (Phaseolus vulgaris L.) [J]. African Journal of Biotechnology, 2008, 7(17): 3026-3030.

[179]何闪英,李阿南,王雷.污泥及其混合堆肥对番茄土壤性质和N2O排放的影响[J].农业工程学报,2015,31(15):239-246.

[180]Lim S L, Wu T Y, Lim P N, et al. The use of vermicompost in organic farming: overview, effects on soil and economics [J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2015, 95(6): 1143-1156.

[181]Rizhiya E, Bertora C, Van P, et al. Earthworm activity as a determinant for N2O emission from crop residue [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 2007, 39(8): 2058-2069.

[182]刘韵,柳文丽,朱波.施肥方式对冬小麦-夏玉米轮作土壤N2O排放的影响[J].土壤学报,2016,53(3):735-745.

[183]邱炜红,刘金山,胡承孝,等.种植蔬菜地与裸地氧化亚氮排放差异比较研究[J].生态环境学报,2010(12): 2982-2985.

[184]Jger N, Stange C F, Ludwig B, et al. Emission rates of N2O and CO2 from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments-a laboratory study [J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(5): 483-494.

[185]Rizhiya E Y, Boitsova L V, Buchkina N P, et al. The influence of crop residues with different C: N ratios on the N2O emission from a loamy sand soddy-podzolic soil [J]. Eurasian Soil Science, 2011, 44(10): 1144-1151.

[186]Riya S, Zhou S, Watanabe Y, et al. CH4 and N2O emissions from different varieties of forage rice (Oryza sativa L.) treating liquid cattle waste [J]. Science of the Total Environment, 2012, 419: 178-186.

[187]Gudasz C, Bastviken D, Steger K, et al. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments [J]. Nature, 2010, 466(7305): 478.

[188]徐华,蔡祖聪,李小平.土壤 Eh 和温度对稻田甲烷排放季节变化的影响[J].农业环境保护,1999,18(4):145.

[189]邹建文,黄耀,宗良纲,等.稻田CO2、CH4和N2O排放及其影响因素[J].环境科学学报,2003,23(6):759-764.

[190]Gregorich E G, Hopkins D W, Elberling B, et al. Emission of CO2, CH4 and N2O from lakeshore soils in an Antarctic dry valley [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2006, 38(10): 3120-3129.

[191]杨平,仝川.不同干扰因素对森林和湿地温室气体通量影响的研究进展[J].生态学报,2012,32(16):5254-5263.

[192]Du G, Geng J, Chen J, et al. Mixed culture of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria for simultaneous nitrification and denitrification [J]. World Journal of Microbiology & Biotechnology, 2003, 19(4): 433-437.

[193]Carnol M, Ineson P. Environmental factors controlling NO3- leaching, N2O emissions and numbers of NH4+ oxidisers in a coniferous forest soil [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1999, 31(7): 979-990.

[194]Yao Z, Wu X, Wolf B, et al. Soil-atmosphere exchange potential of NO and N2O in different land use types of Inner Mongolia as affected by soil temperature, soil moisture, freeze-thaw, and drying-wetting events [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2010, 115(17).

[195]Wang S, Yang X, Lin X, et al. Methane emission by plant communities in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau: a new experimental study of alpine meadows and oat pasture [J]. Biology Letters, 2009, 5(4): 535-538.

[196]Dasselaar P V, Beusichem M, Oenema O, et al. Effects of soil moisture content and temperature on methane uptake by grasslands on sandy soils [J]. Plant and Soil, 1998, 204(2): 213-222.

[197]王立为.旱地马铃薯田温室气体减排与增产协同机制和模式研究[D].中国农业大学,2015.

[198]Jiang J, Guo S, Zhang Y, et al. Changes in temperature sensitivity of soil respiration in the phases of a three-year crop rotation system [J]. Soil & Tillage Research, 2015, 150: 139-146.

[199]郝瑞军,李忠佩,车玉萍,等.好气与淹水条件下水稻土各粒级团聚体有机碳矿化量[J].2008,19(9):1944-1950.

[200]Reichstein M, Rey A, Freibauer A, et al. Modeling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2003, 17(4): 1104.

[201]王嫒华,苏以荣,李杨,等.水田和旱地土壤有机碳周转对水分的响应[J].中国农业科学,2012,45(2):266-274.

[202]王冬雪,王平,高永恒,等.高寒草甸土壤温室气体释放对水分变化的响应[J].土壤通报, 2016,47(2):443-449.

[203]Welzmiller J T, Matthias A D, White S, et al. Elevated carbon dioxide and irrigation effects on soil nitrogen gas exchange in irrigated sorghum [J]. Soil Science Society of America Journal, 2008, 72(2): 393-401.

[204]姚志生,郑循华,周再兴,等.太湖地区冬小麦田与蔬菜地N2O排放对比观测研究[J].气候与环境研究,2006,11(6):691-701.

[205]任鹏,任洪昌,胡敏杰,等.河口区淡水与微咸水潮汐湿地CH4和CO2的产生速率[J].福建农林大学学报（自然科学版）,2017,46(2):211-219.

[206]Krasakopoulou E, Rapsomanikis S, Papdopoulos A, et al. Partial pressure and air-sea CO2 flux in the aegean sea during February 2006 [J]. Continental Shelf Research, 2009, 29(11-12): 1477-1488.

[207]Law C S, Rees A P, Owens N J P. Temporal variability of denitrification in estuarine sediments [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1991, 33(1): 37-56.

[208]Smith C J, Delaune R D, Patrick W H. Nitrous oxide emission from gulf coast wetlands [J]. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 1983, 47(10): 1805-1814.

[209]曾从盛,王维奇,仝川.不同电子受体及盐分输入对河口湿地土壤甲烷产生潜力的影响[J].地理研究,2008,27(6):1321-1330.

[210]Prihao O. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of scots pine sapling stands [J]. Biology and Fertility of Soils, 1994, 17(4): 301-308.